



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

NÍVIA CRISTINA VIEIRA ROCHA

**DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL A PARTIR DE ANÁLISES
REALIZADAS EM ÁREAS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA NO
ESTADO DO PARÁ**

**Belém-PA
2024**

NÍVIA CRISTINA VIEIRA ROCHA

**DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL A PARTIR DE ANÁLISES
REALIZADAS EM ÁREAS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA NO
ESTADO DO PARÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências para a obtenção de grau de Doutora em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e Dinâmica Socioambiental na Amazônia

Linha de pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmica Socioambiental.

Orientador: Marcos Adami

Coorientador: David Roberto Galbraith

**Belém-PA
2024**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

- R672d Rocha, Nívia Cristina Vieira.
Dinâmica da cobertura florestal a partir de análises realizadas em
áreas de extração seletiva de madeira no Estado do Pará / Nívia Cristina
Vieira Rocha. — 2024.
93 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof. Dr. Marcos Adami
Coorientador(a): Prof. Dr. David Galbraith
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de
Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Belém,
2023.
1. Sensoriamento remoto. 2. Processamento digital de
imagens. 3. Floresta. 4. Amazônia. I. Título.

CDD 634.9209811

NÍVIA CRISTINA VIEIRA ROCHA

**DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL A PARTIR DE ANÁLISES
REALIZADAS EM ÁREAS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA NO
ESTADO DO PARÁ**

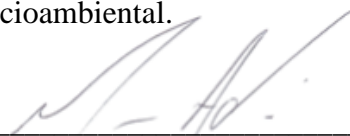
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências para a obtenção de grau de Doutora em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e Dinâmica Socioambiental na Amazônia

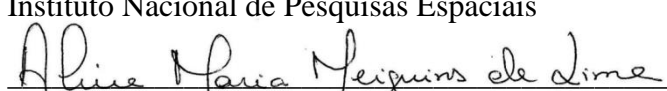
Linha de pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmica Socioambiental.

Data da Defesa: 29/09/2023

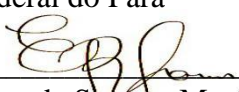
Banca Examinadora:



Marcos Adami - Orientador
Doutor em Sensoriamento Remoto
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais



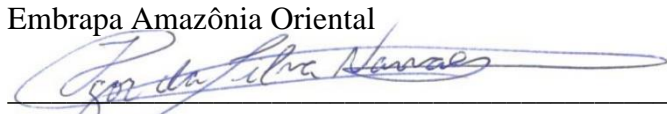
Aline Maria Meiguins de Lima - Membro Interno
Doutora em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará



Everaldo Barreiros de Souza - Membro Interno
Doutor em Meteorologia
Universidade Federal do Pará



Lucas José Mazzei de Freitas - Membro Externo
Doutor em Ciências Florestais
Embrapa Amazônia Oriental



Igor da Silva Narvaes - Membro Externo
Doutor em Sensoriamento Remoto
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, por sua presença e pela persistência e sabedoria a mim concedidas.

Agradeço a minha família, minha mãe Luzia Rocha, meu pai Jozino Rocha e minha irmã Narelívia Rocha, pelo exemplo de dedicação, pelo apoio e incentivo em seguir a minha vida acadêmica.

À Universidade Federal do Pará, que me deu a honra de fazer parte desta extensa comunidade de pesquisadores na nossa Amazônia.

À Universidade de Leeds que me acolheu e proporcionou uma experiência única de vivenciar a rotina de pesquisa na Inglaterra.

Aos meus queridos orientadores Marcos Adami e David Galbraith, por sempre estarem disponíveis e presentes durante todos os momentos em precisei de direcionamento ao longo da pesquisa e por tornarem leve todo o período do doutorado.

Aos amigos da turma do PPGCA 2019, Vânia, Waléria, Davison, Yasmin, Fabiana, Simone, Thaiane, Márcio, Felipe, Leoni, Cassio, Marcelo, Ronaldo, Guilherme e Paulo pelos ótimos momentos que compartilhamos e por serem uma rede de apoio durante esta trajetória.

Ao Alexandre, pela compreensão, apoio e companheirismo em todos os momentos.

Ao Projeto de Pesquisa “Impacts of Land Cover Change on Ecosystem Function and Climate in the Brazilian Amazon” pelos recursos oferecidos para a realização desta pesquisa.

À Cikel que disponibilizou a estrutura física da empresa e equipe para a realização do trabalho de campo, em especial, o “seu Loló”, que foi um excelente guia para a coleta dos dados.

Ao Lucas Mazzei, por compartilhar dados sobre a área de estudo e por permitir que eu fizesse parte de sua equipe durante o período em que estivemos na Fazenda Rio Capim coletando dados.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

A exploração seletiva de madeira na região amazônica é uma atividade que possui relevância nos aspectos sociais, econômicos e ambientais. Em muitos dos casos esta é uma atividade considerada de baixo impacto ambiental nas florestas quando comparada ao desmatamento. Esta pesquisa avaliou a abertura do dossel em áreas de floresta explorada com impacto reduzido na Amazônia Oriental ao longo de diferentes anos. Nestas áreas foi realizado um monitoramento detalhado usando tanto imagens hemisféricas como imagens orbitais para avaliar a persistência dos impactos ao longo do tempo. As fotografias hemisféricas foram utilizadas para medir a abertura do dossel e fornecer uma avaliação de alta resolução das áreas exploradas. Este estudo também utilizou imagens obtidas pelos satélites Landsat, Sentinel e Planet. Nestas imagens orbitais foi aplicado o Modelo Linear de Mistura Espectral e realce para detectar impactos na abertura do dossel causados pela exploração seletiva de madeira. As imagens hemisféricas revelaram que mesmo 17 anos após o término da exploração madeireira, os impactos causados pela exploração seletiva ainda foram identificados. Já as imagens orbitais permitiram identificar a exploração em diferentes intervalos de tempo de acordo com a resolução de cada uma delas. A partir dos resultados, este estudo destaca a importância do uso combinado de imagens hemisféricas e imagens de satélite para monitorar os efeitos da exploração seletiva de madeira ao longo do tempo na Amazônia. Isso permite uma compreensão mais abrangente da dinâmica florestal, a persistência dos impactos e a importância do monitoramento contínuo das áreas de exploração para avaliar os efeitos em longo prazo e adotar estratégias de manejo sustentável.

Palavras-chave: sensoriamento remoto; processamento digital de imagens; floresta; Amazônia.

ABSTRACT

The selective logging in the Amazon region is an activity that holds relevance in social, economic, and environmental aspects. In many cases, this is considered a low environmental impact activity in the forests when compared to deforestation. This research assessed canopy opening in selectively logged areas in Eastern Amazon over different years with reduced impact. Detailed monitoring was conducted in these areas using both hemispherical images and orbital images to evaluate the persistence of impacts over time. Hemispherical photographs were used to measure canopy opening and provide a high-resolution assessment of the logged areas. This study also utilized images obtained from Landsat, Sentinel, and Planet satellites. Spectral Mixture Analysis and enhancement techniques were applied to these orbital images to detect canopy opening impacts caused by selective logging. Hemispherical images revealed that even 17 years after the logging activities ceased, the impacts caused by selective logging were still discernible. Meanwhile, orbital images allowed for the identification of logging at different time intervals depending on their respective resolutions. From the results, this study highlights the importance of the combined use of hemispherical and satellite images to monitor the effects of selective logging over time in the Amazon. This enables a more comprehensive understanding of forest dynamics, the persistence of impacts, and the importance of continuous monitoring in logged areas to assess long-term effects and adopt sustainable management strategies.

Keywords: remote sensing; digital image processing; forest; Amazon.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01- Localização da Fazenda Rio Capim e das Unidades de Trabalho (UTs) analisadas.	28
Figura 02- Fotografias Hemisféricas: a) fotografia real; b) fotografia binária.....	31
Figura 03- Variação na abertura do dossel de uma área de floresta não explorada e áreas de floresta exploradas, considerando a classe de pátios de estocagem.	33
Figura 04- Variação na abertura do dossel de uma área de floresta não explorada e áreas de floresta exploradas, considerando a classe de estradas secundárias.....	34
Figura 05- Variabilidade na abertura do dossel de uma área de floresta não explorada e áreas de floresta exploradas, considerando a classe de trilha de arraste.....	35
Figura 06- Variabilidade da abertura do dossel em uma área de floresta não explorada e em áreas de floresta exploradas.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 07- Localização das 22 Unidades de Produção Anual (UPAs) na Fazenda Rio Capim e os seus respectivos anos iniciais de exploração.....	46
Figura 08- Identificação da abertura de dossel por meio de imagens Landsat para a UPA 20 UT 2 para 02-08-2021; a) imagem Landsat aplicada a falsa cor (composição das bandas 5, 6 e 4 em RGB); b) aplicação do MLME em composição das frações solo, vegetação e sombra em RGB; c) imagem monocromática com a fração solo; d) aplicação da função linear para aplicação de realce e pontos coletados em campo.....	50
Figura 09- Identificação da abertura de dossel por meio de imagens Sentinel para a UPA 20 UT 2 para o ano de 24-07-2021; a) imagem Landsat aplicada a falsa cor (composição das bandas 8, 11 e 4 em RGB); b) aplicação do MLME em composição das frações solo, vegetação e sombra em RGB; c) imagem monocromática com a fração solo; d) aplicação da função linear para aplicação de realce e pontos coletados em campo.....	50
Figura 10- Identificação da abertura de dossel por meio de imagens Planet para a UPA 20 UT 2 para o ano de 20-08-2021; a) imagem Landsat aplicada a falsa cor (composição das bandas 4, 3 e 2 em RGB); b) aplicação do MLME em composição das frações solo, vegetação e sombra em RGB; c) imagem monocromática com a fração solo; d) aplicação da função linear para aplicação de realce e pontos coletados em campo.....	51
Figura 11- Capacidade de detecção das áreas de exploração por meio das imagens orbitais dos satélites Landsat, Sentinel e Planet para as UTs exploradas a menos de 4 anos.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 01- Informações sobre as Unidades de Trabalho analisadas.	30
Tabela 02- Abertura de dossel para as UPAs detectadas apenas com as imagens Landsat.	52
Tabela 03- Abertura de dossel para as UPAs detectadas com as imagens do satélite Landsat, Sentinel e Planet.	53

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

DEGRAD - Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira/Monitoramento da Exploração Seletiva de Madeira

DETER - Sistemas de Detecção do Desmatamento na Amazônia Legal em Tempo Real

DETEX - Detecção da Extração Seletiva de Madeiras

EG - Exatidão global

FLONAS - Floresta Nacional

FLOTAS - Floresta Estadual

FSC - Forest Stewardship Council

GEE - Google Earth Engine

GPS - Global Positioning System

ISO - International Organization for Standardization

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

LIDAR - Light Detection and Ranging

MLME - Modelo Linear de Mistura Espectral

MSI - MultiSpectral Instrument

NDFI - Índice de Fração de Diferença Normalizado

OLI - Operational Land Imager

PMFS - Plano de Manejo Florestal Sustentável

PPCDAM - Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Brasileira

PRODES - Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite

SWIR - Infravermelho de ondas curtas

TM - Thematic Mapper

TmFO - The Tropical managed Forests Observatory

UMF - Unidades de Manejo Florestal

UPA - Unidade de Produção Anual

UT - Unidade de Trabalho

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 Referencial Teórico	14
1.1.1 A Degradação Florestal e o Desmatamento	14
1.1.2 Extração Seletiva de Madeira na Amazônia.....	17
1.1.3 Análises Ambientais e o Sensoriamento Remoto.....	20
1.2 Justificativa e Interdisciplinaridade da Pesquisa	22
1.3 Objetivos	23
1.3.1 Objetivo Geral	23
1.3.2 Objetivos Específicos	23
1.4 Estrutura da Tese	23
CAPÍTULO 2 OS VESTÍGIOS DA EXPLORAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA SÃO DETECTÁVEIS MESMO APÓS 17 ANOS	25
2.1 Introdução	26
2.2 Materiais e Métodos	28
2.2.1 Localização da Área de Estudo	28
2.2.2 Coleta de Dados.....	29
2.2.3 Processamento das Imagens Hemisféricas	30
2.2.4 Análise dos Dados de Abertura de Dossel em Imagens Hemisféricas.....	31
2.3 Resultados	32
2.3.1 Análise da Abertura de Dossel	32
2.4 Discussão	36
2.4.1 Utilidade da Imagem Hemisférica para Monitorar o Fechamento das Aberturas de Dossel	36
2.4.2 Diferenças entre as Características da Paisagem para a Exploração Florestal	37
2.5 Conclusão	39
CAPÍTULO 3 CAPACIDADE DE DETECÇÃO DO PERÍODO DE OCORRÊNCIA DAS ATIVIDADES DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA EM FLORESTA NATIVA PARAENSE	43
3.1 Introdução	44
3.2 Materiais e Métodos	45
3.2.1 Localização da Área de Estudo	45
3.2.2 Base de Dados	46

3.2.3 Identificação das Áreas de Extração Seletiva de Madeira.....	47
3.2.4 Classificação das Áreas de Extração Seletiva de Madeira	48
3.2.5 Estratificação das Unidades de Trabalho.....	49
3.2.6 Validação dos Dados	??
3.3 Resultados	49
3.3.1 Identificação das Áreas de Exploração Seletiva de Madeira por Meio de Imagens de Sensores Orbitais	49
3.3.2 Análise da Dinâmica da Extração Seletiva de Madeira nas Unidades de Produção Anual da Fazenda Rio Capim.....	52
3.3.3 Detecção da Abertura de Dossel nas Unidades de Trabalho Seleccionadas	56
3.4 Discussão	57
3.5 Conclusão	59
CAPÍTULO 4 CONCLUSÃO GERAL	64
4.1 Principais Resultados	64
4.2 Impactos e Implicações	64
4.3 Recomendações para Pesquisas Futuras	65
4.4 Considerações Finais	65
REFERÊNCIAS	67
ANEXO A – VERSÃO DO ARTIGO SUBMETIDO PARA A REVISTA FOREST, ECOLOGY AND MANAGEMENT	78

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

A grande maioria da biodiversidade do planeta está localizada nos trópicos (Ter Steege *et al.*, 2016) e o Brasil detém aproximadamente 60% da área da maior floresta tropical contínua do mundo, a Amazônia. A área no território brasileiro é de aproximadamente 4 milhões de quilômetros quadrados (Brasil, 2004). Dada a sua importância, diversas áreas estão sob algum tipo de proteção ambiental. Algumas destas formas de proteção permitem o uso restrito ou uso sustentável dos recursos naturais (Souza *et al.*, 2018), como por exemplo, unidades de conservação de uso sustentável, reservas legais, áreas de preservação permanente, dentre outras, contribuindo para a manutenção, preservação e conservação dos recursos florestais (Paiva *et al.*, 2020).

Apesar disto, nas últimas décadas a Amazônia tem sofrido grandes perdas florestais, principalmente ao longo do chamado arco do desmatamento (Rajão *et al.*, 2020; Silva Júnior *et al.*, 2020). Aproximadamente 20% da cobertura florestal da Amazônia já havia sido desmatada até 2022 (Rorato *et al.*, 2021; Brasil, 2023). Isso foi devido às mudanças de uso e cobertura da Terra para a realização de atividades econômicas, como a extração de madeira e produção agropecuária, no intuito de permitir o desenvolvimento e crescimento socioeconômico para a região e para o país (Tyukavina *et al.*, 2017; Oliveira; Amaral, 2018). Entretanto, tais atividades ocasionam processos de degradação florestal e desmatamento (Hansen *et al.*, 2020).

Dentre os estados que mais contribuem para o processo de desmatamento e degradação florestal na Amazônia está o Pará, o qual, anualmente, faz com que essas taxas se tornem mais significativas, principalmente pela sua característica de estado com as maiores áreas destinadas à bovinocultura (Brasil, 2021). O Pará também se destaca quando se leva em consideração a extração seletiva de madeira, onde existem áreas exploráveis tanto de domínio público (Federal e Estadual), como de domínio privado (Cardoso *et al.*, 2021). A extração seletiva de madeira é caracterizada pela concessão de retirada das espécies florestais de maior valor comercial, por órgãos ambientais governamentais, sejam elas a nível estadual ou federal (Moraes *et al.*, 2016; Brancalion *et al.*, 2018). Para realizar a extração seletiva de madeira é necessário apresentar o plano de manejo florestal sustentável (PMFS), o qual deve conter o inventário florestal. É com base neste documento que será conduzido o delineamento de trilhas de arraste de madeira e pátios de estocagem de toras dentro das Unidades de Manejo Florestal (UMFs) ou Unidades de Produção Anual (UPAs). Após a análise do PMFS que é concedida a licença de exploração que permite uma intensidade de uso igual ou menor que $30\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, com a finalidade de reduzir os danos causados na floresta por esta atividade

(Brasil, 2009; Hethcoat *et al.*, 2019). Se bem manejado os danos florestais são menores e permitem que a estrutura da floresta permaneça em pé. Mesmo manejada de maneira adequada, a exploração madeireira gera alguns distúrbios ambientais (Hansen *et al.*, 2020), porém, de baixa magnitude quando comparado ao desmatamento, que modificam a dinâmica da floresta (Asner *et al.*, 2006). Dentre os danos causados pela exploração seletiva de madeiras estão o aumento da vulnerabilidade da floresta ao fogo (Asner *et al.*, 2005; Matricardi *et al.*, 2013), a redução de biomassa e os estoques de carbono (Ernst *et al.*, 2013; Umunay *et al.*, 2019; Yguel *et al.*, 2019), além de ser considerada, em alguns casos, uma das atividades precursoras do desmatamento (Broadbent *et al.*, 2008; Asner *et al.*, 2009). O impacto ambiental que a extração seletiva de madeira pode ainda proporcionar inclui o dano à estrutura florestal, cujo grau varia de acordo com o volume de madeira explorada por hectare (Asner, 2009; Matricardi *et al.*, 2013).

Desse modo, é de fundamental importância que as explorações seletivas de madeira sejam monitoradas, principalmente em áreas de concessão, que seja realizada a avaliação dessa dinâmica como estratégia de tornar mais eficiente a gestão territorial do estado e minimizar a degradação ambiental. Devido à extensão da área monitorada e a dinâmica temporal da exploração seletiva de madeira o monitoramento dessas áreas necessita de uma ferramenta que permita uma visão sinótica e holística do território, de tal forma que o monitoramento destas áreas utilizando ferramentas de geotecnologias tem permitido detectar e analisar essas alterações abrangendo extensas áreas e permitindo a detecção desses eventos que ocorrem no território. Assim, as geotecnologias estão se tornando uma importante ferramenta na detecção de áreas degradadas e no desenvolvimento e avaliação de políticas públicas ambientais (Matricardi *et al.*, 2020).

Atualmente, existem diversos métodos que vêm sendo utilizados para detecção de áreas de extração seletiva de madeira, dentre elas a análise de textura por imagens de sensores ópticos (Asner *et al.*, 2002), interpretação visual de imagens de sensores ópticos (Matricardi *et al.*, 2007), interpretação visual de imagens de radar e textura (Antropov *et al.*, 2015), classificação supervisionada de imagens por máxima verossimilhança (Stone; Lefebvre, 1998), modelo linear de mistura espectral (Grecchi *et al.*, 2017; Matricardi *et al.*, 2020), Índice de Fração de Diferença Normalizado (NDFI) (Souza Júnior, *et al.*, 2005), imagens de sobrevoos utilizando *Light Detection And Ranging* (LiDAR) (Melendy *et al.*, 2018; PINAGÉ *et al.*, 2019), *Machine Learning* (Hethcoat *et al.*, 2019), dentre outros. Entretanto, ainda não se tem registro de trabalhos que fizeram uma avaliação do período que um dossel florestal, de áreas de exploradas seletivamente, retornar às mesmas condições de uma floresta não

explorada, além de ser pouco investigada a questão de por quanto tempo essas áreas ficam detectáveis utilizando imagens de diferentes resoluções espaciais.

A partir deste contexto, a presente pesquisa tem o objetivo de analisar temporalmente, no período de 2000 a 2021, a dinâmica das áreas de extração seletiva de madeira para uma floresta privada localizada no estado do Pará, por meio de imagens de sensores orbitais, com a finalidade de compreender estes fenômenos e contribuir para atividades voltadas ao monitoramento desse tipo de atividade. Além disso, analisa o potencial e a capacidade de detecção das imagens do satélite e imagens hemisféricas na identificação da dinâmica de áreas de extração seletiva.

1.1 Referencial Teórico

1.1.1 A Degradação Florestal e o Desmatamento

O processo de degradação florestal pode ser definido como uma redução da capacidade que a floresta possui em fornecer os serviços ambientais fundamentais para a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Itto, 2002; Bustamante *et al.*, 2016). Pode-se citar como sendo afetados os seguintes serviços: a regulação climática, o sequestro de carbono, a ciclagem de água, dentre outros. O processo de degradação pode ser ocasionado por processos antrópicos ou também de maneira natural, como por meio da ocorrência de ventos e deslizamentos de terra, por exemplo (Bullock *et al.*, 2020).

Geralmente apresentada como fase a qual antecede ao desmatamento (Nepstad *et al.*, 1999; Souza Júnior. *et al.*, 2013), a degradação florestal, ocasionada por processos antrópicos, gera uma redução da cobertura florestal, porém, ao contrário do desmatamento, não a remove totalmente (Bullock; Woodcock; Olofsson, 2020; Matricardi *et al.*, 2020). Esta geralmente é associada às práticas de queimadas, incêndios e fragmentação florestal, podendo ter uma variação de grau de intensidade devido a fatores como o manejo da floresta e formas de exploração de uma determinada área (Moraes *et al.*, 2016). Após a degradação das áreas e a ocorrência dos distúrbios ocasionados por essa, as florestas ficam mais propensas ao desmatamento.

A dinâmica do desmatamento na Amazônia brasileira abrange a retirada de várias tipologias vegetais em florestas primárias e secundárias (Wang *et al.*, 2020), tendo como causas diretas a ampliação de áreas para as atividades agropecuárias, a extração de madeira, a expansão de infraestrutura, dentre outras (Garcia; Gibbs, 2017). Esta pode seguir os seguintes ciclos: inicia-se com a extração seletiva de madeiras nobres, com maior valor comercial,

seguida da retirada de madeiras para construção civil e madeiras leves, usadas na fabricação de compensados e placas, o restante da vegetação com menor diâmetro e rasteiras são derrubadas e degradadas pelo fogo (Asner *et al.*, 2005). Também pode ocorrer pelo processo de corte raso onde há a remoção completa da cobertura florestal em um curto intervalo de tempo. Sejam por estes ou outros ciclos, a cobertura florestal, após removida, é substituída por outras coberturas (Schielein; Börner, 2018).

Os processos de desmatamento e de degradação florestal não ocorrem de maneira homogênea em todo o bioma, sendo que cada estado ou região que o compõem apresentam políticas e históricos de ocupação distintos (Souza Júnior *et al.*, 2013). Mesmo assim, estima-se que mais de 20% de toda a Amazônia brasileira já foi ou está desmatada e quase três quartos destas áreas estão localizadas na área de influência direta do arco do desmatamento (Lovejoy; Nobre, 2018; Brasil, 2019a; Rorato *et al.*, 2021). O desmatamento apresentou níveis crescentes em todos os estados do bioma até o ano de 2004 (Nepstad *et al.*, 2014; Schielein; Börner, 2018). Diversos são os motivos para isto, mas muito do desmatamento ocorreu por conta das políticas desenvolvimentistas aplicadas desde as décadas de 1960 e 1970 com a implementação de rodovias e investimentos do governo para a integração do território amazônico ao restante do país (Perz, 2002). Nos anos seguintes a taxa de desmatamento ainda crescente se sustenta por meio do avanço da indústria madeireira e com o destaque da produção agropecuária, fazendo com que imensas áreas sejam degradadas e desmatadas para a abertura de mais áreas destinadas a estas atividades (Tyukavina *et al.*, 2017; Oliveira; Amaral, 2018).

Nota-se que da segunda metade do século XX, foram muitas as transformações ocorridas no bioma amazônico. Essas transformações aumentam a preocupação e o desafio de conciliar as áreas desmatadas e degradadas que contribuem para o desenvolvimento econômico e social com a conservação das florestas e seus serviços e regulações ambientais, que geram o equilíbrio do sistema garantindo a qualidade de vida para os anos posteriores. Essa conciliação pode ocorrer por meio de novas técnicas de exploração e aplicação de políticas públicas sólidas que proporcionem o combate das práticas ilegais e que causam grandes impactos ambientais negativos (Börner *et al.*, 2014). Com isso, já no período entre de 2005 e 2013 há uma redução de cerca de 70% das taxas de desmatamento, principalmente por meio da criação do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Brasileira (PPCDAm). O PPCDAm fez o fortalecimento das políticas ambientais brasileiras, a regularização das atividades de supressão vegetal e foi fundamental para incentivar a valorização da floresta para fins de conservação e uso sustentável (Nepstad *et al.*,

2014; Assunção *et al.*, 2017). Esse plano também promoveu a recuperação de áreas degradadas, o ordenamento fundiário e territorial, a criação de unidades de conservação e a homologação de terras indígenas, aprimoramento dos instrumentos de monitoramento, licenciamento e fiscalização de áreas desmatadas (Pereira *et al.*, 2019; Bullock *et al.*, 2020).

Juntamente com o PPCDAm foram criados mecanismos públicos e privados como os das moratórias da carne e da soja que traziam a responsabilidade de não comercialização de produtos de áreas advindas de desmatamento na Amazônia após o ano de 2008 (Mello; Artaxo, 2017; Silva Júnior *et al.*, 2020; Stabile *et al.*, 2020; Amaral *et al.*, 2021), e a concessão de crédito rural a proprietários que cumprem as normas ambientais vigentes (Santos *et al.*, 2019). Apesar desta melhora, refletida pela redução dos índices de desmatamento, nos últimos anos foi observado um novo crescente na quantidade de áreas desmatadas, principalmente devido a incentivos advindos do governo para o desenvolvimento da região amazônica (Amigo, 2020), encerramento de programas e projetos que contribuíram para a conservação da floresta, como por exemplo, o PPCDAm, além da insuficiência em fiscalizar um território tão abrangente (Reydon; Fernandes; Telles, 2020).

Normalmente, os processos de degradação e desmatamento geram inúmeros distúrbios diretos e indiretos ao meio ambiente que em alguns casos, tornam-se irrecuperáveis, como é o caso da perda da biodiversidade e da extinção de flora e de fauna endêmicas da região (Longo *et al.*, 2020). Essas ações impactam diversos ecossistemas e variam em sua intensidade levando em consideração os ambientes e escalas distintas, como desenvolvimento econômico e social da população, conflitos agrários por posse/propriedade de terras (Lu *et al.*, 2007); degradação do solo, por meio de processos erosivos e da perda de nutrientes e umidade (Liu *et al.*, 2019); aumenta o risco de ocorrência de incêndios florestais (Martins *et al.*, 2016; Andrade *et al.*, 2020); perda de habitats naturais e fragmentação florestal (Silvério *et al.*, 2019), mudando assim, processos de ciclagem de nutrientes, precipitação, umidade, temperatura, dentre outros aspectos (Souza Júnior *et al.*, 2013; Bullock *et al.*, 2020). Mesmo com a implicação de diversos impactos, em alguns casos, o desmatamento e a degradação não são definitivos, pois algumas áreas suprimidas podem passar pelo processo de abandono e regeneração, ao longo de anos, onde adquirem parte das funções do ecossistema original e desenvolvem-se em florestas secundárias, desempenhando um papel importante na fixação de carbono e renovação de habitats (Yguel *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2020), impulsionando uma nova demanda por produtos madeireiros e não madeireiros e serviços ambientais.

1.1.2 Extração Seletiva de Madeira na Amazônia

A extração de madeira é classificada como seletiva quando um número limitado e selecionado de árvores de espécies comercializáveis é retirado para o beneficiamento (Asner *et al.*, 2005; Piponiot *et al.*, 2016). Esta é uma prática realizada em florestas tropicais de todo o globo com o objetivo de explorar comercialmente estas florestas e, quando manejada adequadamente, preservar a biodiversidade (Ellis *et al.*, 2016; Pearson *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2019). No bioma amazônico, a mesma está concentrada, em sua grande maioria, na área de influência direta do chamado arco do desmatamento (Broadbent *et al.*, 2008; Shimabukuro *et al.*, 2019).

As características principais na identificação das áreas de extração seletiva de madeira são a presença de pátios de estocagem das toras selecionadas e derrubadas, de trilhas de arraste e de clareiras advindas do corte das árvores (Tyukavina *et al.*, 2017; Mollinari; Peres; Edwards, 2019; Umunay *et al.*, 2019). No Brasil, esta atividade não é considerada como degradação florestal quando realizada de maneira condizente com a legislação vigente e respeitando todas as diretrizes apresentadas no momento da concessão de exploração (Asner *et al.*, 2009).

No processo de extração seletiva de madeira existem diversos padrões de distribuição e distúrbios florestais a serem observados, estes fatores costumam variar de acordo com a frequência e intensidade de retirada da madeira, a qual pode ser realizada de maneira convencional ou de impacto reduzido segundo a classificação de cada tipo (Arevalo *et al.*, 2016; Brancalion *et al.*, 2018).

A exploração convencional ou de alto impacto é vastamente utilizada no bioma amazônico, mesmo mediante a concessão possui alta frequência de exploração e é realizada a retirada de espécies florestais de maiores valores comerciais que podem chegar a $40\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, podendo incluir 50 ou mais espécies (Asner *et al.*, 2009). Posteriormente, pode haver a retirada das espécies de menor valor econômico em um pequeno intervalo de tempo, causando maiores distúrbios florestais e maiores aberturas de dossel (Bulfe *et al.*, 2009). Já a exploração seletiva de madeira de impacto reduzido (Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 5/2006) segue um conjunto de diretrizes aprimoradas de exploração de florestas naturais e que apresenta custo relativamente baixo e diversos benefícios associados (Ellis *et al.*, 2019).

Na exploração seletiva de madeira de impacto reduzido são recomendadas práticas que levam em consideração o planejamento de operações a serem realizadas, o mapeamento e delimitação das árvores comerciais; a idealização da localização das estradas, das trilhas de

arraste e dos pátios de estocagem, além da utilização de técnicas as quais fazem o direcionamento da derrubada a fim de evitar danos (Tritsch *et al.*, 2016; Kovacevich *et al.*, 2018; Goodman *et al.*, 2019). Este tipo de exploração é compatível com as práticas de manejo sustentável, essas técnicas possuem o objetivo de reduzir distúrbios causados pela extração florestal à biodiversidade, ao clima, aos recursos hídricos e maximizar a utilização da madeira selecionada, trazendo assim, benefícios econômicos, ambientais e sociais (Ellis *et al.*, 2019), além de respeitar o período de resiliência da floresta e garantir a perpetuação das espécies.

Apesar da extração seletiva de madeira causar impactos muito menores que outros usos da terra e de variar ao longo do bioma (Foley *et al.*, 2007), esta também gera alguns distúrbios em seu processo que podem variar dependendo do tipo de extração que esteja sendo praticado, tais como, favorecimento ao processo de fragmentação florestal (Broadbent *et al.*, 2008), a eliminação de características genéticas das espécies extraídas (Colín *et al.*, 2017), o aumento na área de abertura de dossel e danos às árvores durante a derrubada e arraste de toras (Pereira Júnior *et al.*, 2002; Souza Júnior *et al.*, 2005; Pinagé *et al.*, 2016). Pode ainda ser adicionada a conversão de florestas para outros tipos de uso da terra devido ao desmatamento (Asner *et al.*, 2009; Souza Júnior *et al.*, 2013), a perda de biomassa e a diminuição do estoque de carbono (Silva *et al.*, 2017; Condé; Higuchi; Lima, 2019). Além disto, há a alteração do microclima, (Senior *et al.*, 2018), os danos ao solo (Lontsi *et al.*, 2019), o aumento da susceptibilidade da floresta ao fogo (Hethcoat *et al.*, 2019), dentre outros.

Segundo a legislação brasileira (lei nº 11.284/2006 e 12.651/2012), a extração madeireira pode ser realizada em florestas privadas e públicas, mediante a apresentação do plano de manejo sustentável para uso comercial ou não desses recursos, contendo o inventário florestal, seguida da concessão/licença para a exploração florestal que deve ser emitida por órgão ou instituição competente a nível municipal, estadual ou federal. Para a exploração destas florestas, geralmente é atribuído um período longo de concessão, de 25 a 35 anos e uma intensidade máxima de exploração igual ou menor que $30\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ no intuito respeitar o ciclo de corte e regeneração da floresta (Brasil, 2009). O Brasil possui mais de 300 milhões de hectares de florestas públicas, sendo que 90% destas estão localizadas no bioma Amazônia. Neste bioma existem por volta de 34 florestas nacionais (FLONAS) e 18 florestas estaduais (FLOTAS) passíveis de concessão florestal, onde algumas destas já apresentam unidades de manejo florestal (UMFs) ativas concedidas via licitação pública (Brasil, 2010).

Mesmo com as normatizações e exigências legais para a realização de extração seletiva de madeira, ainda existem muitas áreas de exploração que não estão sob um processo

de concessão, violando assim a legislação e regulamentação do manejo florestal, fazendo uso de áreas não destinadas para este fim, como por exemplo, Terras Indígenas e unidades de conservação de proteção integral e uso restrito (Moretti *et al.*, 2020). Na grande maioria destes casos, a extração de madeira sem a elaboração de um plano de manejo florestal apresentam padrões espaciais mais desordenados quando se leva em consideração a localização das trilhas de arraste e pátios de estocagem (Pereira Júnior *et al.*, 2002; Asner *et al.*, 2004, Diniz *et al.*, 2015). Existem alguns fatores que contribuem para a existência de atividades ilegais de extração de madeira utilizando o método de alto impacto, como por exemplo, a grande extensão territorial do bioma amazônico e a dificuldades de acesso para efetuação de fiscalização, número reduzido de fiscais, tempo de autorização de exploração florestal, descumprimento de autuações e infrações ambientais e alta demanda pelos recursos florestais (Asner *et al.*, 2009).

Nos anos que antecederam a integralização do território amazônico ao restante do Brasil como uma das frentes de desenvolvimento, as condições de exploração de madeira na região ocorriam mediante vários problemas, como a dificuldade de acesso à maior parte da sua floresta primária devido à inexistência de uma malha rodoviária, tendo os cursos dos rios como principais vias de comercialização de madeira (Medina, 2004). O setor madeireiro começou a ganhar destaque principalmente nos anos 60 e 70 a partir de grandes programas de colonização, estimulados pelo governo federal, onde as áreas de influência das estradas possibilitaram o acesso aos recursos florestais (Homma, 2014). Mas o seu auge se deu nos anos de 1990 e início dos anos 2000, quando a Amazônia encontrava-se em uma nova etapa de ocupação, havendo uma ampliação na produtividade e geração de renda por meio de atividades extrativistas e agropecuárias, estimulando a expansão, as transformações da fronteira e a concentração de mais polos de extração de madeira (Mattos; Uhl, 1994; Homma, 2014). Atualmente, o bioma é uma das principais regiões de exploração seletiva de madeira do mundo, estimulando a economia de diversos municípios amazônicos (Grecchi *et al.*, 2017; Hethcoat *et al.*, 2020). Tais fatores contribuem para a importância na realização do monitoramento dessas áreas.

As primeiras atividades de concessão florestal no Brasil datam do ano de 2008, em sua maioria no estado do Pará (Brasil, 2019b). Segundo o Serviço Florestal Brasileiro, as áreas referentes às atividades de extração de madeira no Brasil ultrapassaram a marca de 1 milhão de hectares no início de 2020, contribuindo com 4,3 bilhões de reais para a economia do país, gerando emprego e renda para os concessionados e investimentos em infraestruturas locais (Brasil, 2020a). Estas concessões podem ser destinadas a diversos atores da sociedade, como

por exemplo, associações comunitárias, empresas privadas, cooperativas voltadas para a exploração, onde são impostas as normatizações específicas de cada área pública ou privada devendo ser seguido o modelo de práticas sustentáveis (Brasil, 2010).

É importante ressaltar que mesmo com a geração de distúrbios ambientais, atualmente, a aplicação da exploração seletiva de madeira na Amazônia de forma adequada, delimitada e planejada, ao invés de contribuir para a ocorrência de áreas desmatadas, atua como um aliado na contenção de abertura de novas áreas no bioma Amazônia (Brandt; Nolte; Agrawal, 2016; Moraes *et al.*, 2016) e contribui também para que o processo de regeneração de áreas se dê de maneira mais eficaz colaborando assim para o acúmulo de carbono na biomassa acima do solo, apresentando taxas até vinte vezes mais altas de sequestro de carbono comparadas às florestas mais antigas (Bongers *et al.*, 2015; Nunes *et al.*, 2020).

1.1.3 Análises Ambientais e o Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto é uma poderosa ferramenta para a realização de estudos da Terra, já que é capaz de obter informações de um alvo sem necessitar do contato direto com o mesmo. As imagens geradas por sensores remotos coletam informações a respeito da textura, estrutura dos alvos, forma, dentre outras, que permitem a realização de vários tipos de análises (Franklin; Wulder; Lavigne, 1996; Santos *et al.*, 2012). Estas também são geradas em diferentes escalas, da local à global, apresentando inúmeras tipologias, como os ópticos, radar e LiDAR, cada um com suas características específicas (Pinagé *et al.*, 2019). É considerado uma das principais fontes de inúmeros dados temáticos, dentre eles as informações sobre as características do uso e cobertura da Terra. O aprimoramento de tecnologias e de técnicas de sensoriamento remoto tornou o processamento de informações geoespaciais mais ágil e influente com o passar dos anos (Rwanga; Ndambuki, 2017).

As análises ambientais que utilizam os dados de sensores orbitais apresentam uma vantagem em relação à prática de medição e identificação de informações *in loco* quando se leva em consideração uma abordagem prática para estudos em larga escala, já que estes fornecem informações a um custo mais reduzido e amostragem mais extensa, permitindo o alcance à ambientes de difícil acesso (Kumar; Mutanga, 2017). Por outro lado, a detecção de objetos em imagens geradas por sensores orbitais cria maiores possibilidades de ocorrência de erros, mediante as interferências atmosféricas, ruído, intensidade de iluminação, aumento da complexidade das informações geradas e dentre outros aspectos (Long *et al.*, 2017).

Várias plataformas disponibilizam dados de sensores ópticos, como por exemplo, Worldview, Landsat, SPOT, Sentinel, IKONOS, Planet, Quickbird e MODIS, as quais variam

em suas resoluções espaciais, espectrais, radiométricas e temporais. Estes sensores ópticos vêm sendo usados por diversos estudos ambientais gerados por instituições e órgãos de pesquisa que visam à análise da dinâmica espacial e temporal que ocorre na superfície da Terra (Rwanga; Ndambuki, 2017). A detecção de alvos e objetos por meio destas imagens é uma das mais amplas aplicações de processamento de imagem e apresenta diversos desafios quando se leva em consideração as características de um ambiente (Long *et al.*, 2017). As análises são feitas com base em assinaturas espectrais específicas que tem como objetivo a detecção de um alvo, decidir se o mesmo é de interesse ou não e se a informação a ser extraída está ou não presente em um pixel (Dong *et al.*, 2018).

Essas imagens e a extração das suas informações podem servir de suporte para o desenvolvimento de programas de monitoramento ambiental com o objetivo de traçar estratégias para uma melhor manutenção dos ecossistemas. O Brasil possui diversos projetos e programas de monitoramento do uso e cobertura da Terra por meio de sensores ópticos, os quais auxiliam na verificação das atividades que implicam na supressão das florestas, sejam elas primárias ou secundárias, por meio do desmatamento, degradação ou exploração seletiva de madeira (Almeida *et al.*, 2016; Grecchi *et al.*, 2017; Jackson; Adam, 2020).

Em relação aos dados de desmatamento, degradação e extração seletiva de madeira do bioma Amazônia, os mesmos são mensurados utilizando imagens de satélite e técnicas como interpretação visual e classificação automática, principalmente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), o qual coordena o Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira (PRODES), desde o início da sua série histórica que foi para o ano de 1988 e está sendo executado até os dias atuais por meio de sensores ópticos; pela Detecção do Desmatamento na Amazônia Legal em Tempo Real (DETER), que coleta dados a respeito de alteração da cobertura florestal, levando em consideração dados de desmatamento, degradação pelo fogo e extração seletiva de madeira; o Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira (DEGRAD) que operou de 2007 a 2016; e a Detecção de Exploração Seletiva (DETEX) (Diniz *et al.*, 2015; Brasil, 2020b).

O monitoramento da extração seletiva de madeira na Amazônia é considerado um grande desafio, pois restringe as atividades *in loco* devido a sua grande extensão dependendo, sobretudo, dos dados disponíveis por sensores ópticos e a capacidade computacional de processamento dos mesmos (Wu *et al.*, 2020). As principais dificuldades na análise dessas áreas para o bioma são a alta cobertura de nuvens, a periodicidade de imageamento do satélite, a resolução espacial e o rápido processo de regeneração que essas áreas apresentam (Asner *et al.*, 2004). Apesar destes impasses, existem diversas metodologias que contribuem

para a realização de análises ambientais, tais como, a aplicação dos índices de vegetação normalizada, modelo linear de mistura espectral, classificação de imagens, *machine learning*, dentre outros, os quais podem ser trabalhados e analisados em *softwares* e plataformas como *ArcGIS*, R e *Google Earth Engine* (GEE), sendo que este último tem apresentado uma grande visibilidade por parte da comunidade científica internacional devido a sua capacidade de processamento de grande quantidade de dados em linguagem de programação de forma *online* por meio da computação em nuvem, contribuindo para a estimação de áreas e identificação das características físicas dos ecossistemas (Shimabukuro; Novo; Ponzoni, 1998; Gorelick *et al.*, 2017). A análise e monitoramento dessas áreas necessitam de metodologias que facilitem e aperfeiçoem a detecção relacionando a estrutura da floresta com a sua capacidade de regeneração, ou seja, identificar o período de detecção dessas áreas de extração (Ernst *et al.*, 2013; Hethcoat *et al.*, 2019), além de observar a sua relação com a sazonalidade da região.

1.2 Justificativa e interdisciplinaridade da pesquisa

A degradação florestal, principalmente quando se trata do bioma Amazônia ou mesmo parte dele, como é o caso do estado do Pará, é uma temática amplamente discutida nos cenários nacionais e internacionais, devido a sua grande contribuição nos serviços ecossistêmicos, manutenção da biodiversidade, balanço de carbono, dentre outros aspectos (Bustamante *et al.*, 2016). Entender a dinâmica desse processo e identificar a relação que o mesmo apresenta ao longo dos anos é uma medida que auxilia no desenvolvimento de estratégias de monitoramento para impedir ou minimizar o avanço de desmatamentos ilegais, além de contribuir na potencialização e divulgação dos casos onde existe uma gestão eficiente de exploração de recursos, como por exemplo, a extração seletiva de madeira de baixo impacto a qual afeta o ambiente de maneira mais controlada (Goodman *et al.*, 2019; Matricardi *et al.*, 2020).

O estado do Pará, o qual faz parte do bioma Amazônia, é um dos estados que mais contribuiu para a ocorrência de práticas de desmatamento e degradação ao longo das décadas, principalmente devido ao seu grande potencial extrativista e agropecuário (Messias *et al.*, 2021). Analisar a dinâmica das áreas florestais, tendo como base a extração seletiva de madeira, permitirá observar qual a contribuição que esta atividade possui, direta ou indiretamente, em relação a esses dois grandes processos dentro do estado.

Devido à complexidade do tema, e para que as pesquisas sejam praticáveis e viáveis, faz-se necessário o uso de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto que

permitem fazer uma análise nos aspectos espaciais e temporais, ou seja, torna-se possível fazer uma análise integrada da dinâmica dessas atividades ao longo das décadas.

Com isso, é de fundamental importância à realização da análise da dinâmica da extração seletiva de madeira, no intuito de estabelecer uma visão integrada deste processo, além de contribuir para uma análise e discussão de forma interdisciplinar, do ponto de vista ecológico, geográfico e histórico.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

Analisar a dinâmica florestal associada da extração seletiva de madeira para uma floresta privada no estado do Pará a partir da série temporal de 2000 a 2021 por meio de imagens de satélite e imagens hemisféricas.

1.3.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar a dinâmica de fechamento do dossel ao longo dos anos em diferentes Unidades de trabalho com base nas feições da extração de madeira;
- b) Analisar a capacidade de detecção de florestas impactadas por extração seletiva utilizando diferentes sensores orbitais.

1.4 Estrutura da Tese

A tese está estruturada em quatro capítulos:

O **capítulo 1** apresenta a introdução geral e o referencial teórico. Eles abordam temáticas que foram consideradas importantes para o desenvolvimento da tese. Teve-se o intuito de apresentar as temáticas de desmatamento e degradação florestal no âmbito do bioma Amazônia, pois na literatura há evidência da relação destes temas com a exploração seletiva de madeira. Também foi abordada as principais formas de extração seletiva de madeira, como está estruturada e de como são organizadas as suas áreas. Não obstante, foram demonstradas alguns modelos conhecidos na literatura para o monitoramento e caracterização espacial dessas áreas. Além destes direcionamentos, também são apresentados a justificativa e os objetivos que norteiam esta pesquisa.

O **capítulo 2** traz o primeiro artigo científico, o qual trata de uma abordagem sobre a utilização de imagens hemisféricas para a análise de abertura de dossel em Unidades de Trabalho (UTs). Neste artigo foram analisados os comportamentos temporais do fechamento

de dosséis de áreas que foram exploradas em anos distintos para uma floresta privada paraense.

Para o **capítulo 3**, tem uma proposta para o segundo artigo, o qual abordará análises utilizando imagens de satélites com diferentes resoluções espaciais, espectrais e radiométricas. Estas análises podem contribuir para a identificação de áreas de exploração seletiva de madeira e a estimativa do seu período de detecção por meio de imagens de satélite ao longo dos anos, durante o ciclo de corte e regeneração da floresta.

Por fim, o **capítulo 4** faz a conclusão geral das pesquisas realizadas para a estruturação da tese, apresentando as conclusões mais significativas, as propostas para a promoção de pesquisas futuras e considerações finais do trabalho.

CAPÍTULO 2 OS VESTÍGIOS DA EXPLORAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA SÃO DETECTÁVEIS MESMO APÓS 17 ANOS

RESUMO

A exploração seletiva na região Amazônica tem uma importância significativa, levando em consideração diversos aspectos socioeconômicos e ambientais. Especificamente, devido ao seu potencial para a degradação florestal, o monitoramento dessas áreas é de extrema importância. Avaliamos a abertura do dossel em áreas de floresta explorada com impacto reduzido na Amazônia Oriental usando fotografias hemisféricas tiradas em áreas que foram exploradas em diferentes anos (2004, 2007, 2017, 2019 e 2021), juntamente com uma área de controle não explorada para avaliar o período de tempo o qual os efeitos da exploração ainda eram detectáveis. Os prazos de detecção variaram de acordo com as características da exploração consideradas (por exemplo, pátios de estocagem, estradas secundárias e trilhas de arraste). A abertura do dossel dos pátios de estocagem usadas para armazenar toras ainda era maior do que a das florestas de controle não exploradas mesmo após 13 anos do término da exploração, enquanto os impactos das estradas secundárias e trilhas de arraste ainda eram detectáveis pelo menos 5 anos após o término da exploração. A detecção dos impactos da exploração seletiva de madeira na floresta vários anos após as operações fornece confiança para a quantificação em larga escala da exploração histórica de baixa intensidade na Amazônia por meio de imagens de alta resolução. De maneira mais geral, o estudo também destacou a importância de monitorar áreas de extração seletiva de madeira para entender sua influência na perturbação florestal e na ocorrência de processos de regeneração.

ABSTRACT

Selective logging in the Amazon Biome holds significant importance considering various socioeconomic and environmental aspects. Specifically, due to its potential for forest degradation, monitoring these areas is of utmost importance. We assessed canopy openness in sustainably logged forest areas in Eastern Amazonia using hemispherical photos taken in areas that were logged in different years (2004, 2007, 2017, 2019, and 2021), along with one unlogged control area to evaluate the time period over which the effects of logging remained detectable. Timeframes of detectability varied across logging features considered (e.g. stocking yards, secondary roads and skid trails). Canopy openness of stocking yards used to store logs was still greater than that of unlogged control forests >13 years after logging had ceased while the impacts of secondary roads and skid trails were still detectable at least 5

years after cessation of logging. The detection of the impacts of selective wood harvesting on the forest several years after operations provides confidence for larger-scale quantification of historical low-intensity logging over Amazonia through high-resolution imagery. More generally, the study also highlighted the importance of monitoring selective wood extraction areas to understand their influence on forest disturbance and the occurrence of regeneration processes.

2.1 Introdução

As florestas da Amazônia abrigam uma parcela significativa da biodiversidade global, fornecem serviços ecossistêmicos essenciais e contribuem para a mitigação das mudanças climáticas (Bustamante *et al.*, 2016). No entanto, as pressões antropogênicas em rápido aumento, como o desmatamento e a degradação, reduzem a funcionalidade ambiental, social e econômica dessas florestas (Matricardi *et al.*, 2020). Uma das principais atividades econômicas nessas regiões é a exploração seletiva, na qual árvores de espécies selecionadas que atingem um limite mínimo de tamanho são colhidas para obtenção de madeira, deixando as demais árvores de espécies não comerciais na floresta (Bousfield *et al.*, 2020).

Enquanto a exploração florestal convencional geralmente ocorre sem estudos prévios, planejamento e técnicas de extração adequadas, a exploração seletiva emprega várias técnicas de extração e planejamento detalhado de suas atividades, com o objetivo de reduzir os impactos e danos florestais, respeitando os ciclos de regeneração da floresta (Costa *et al.*, 2019). Além disso, ela deve ser realizada de forma sustentável e legal, seguindo regulamentos e padrões ambientais e florestais. Práticas ilegais de exploração seletiva podem resultar em graves impactos ambientais e sociais, contribuindo para a degradação florestal e o desmatamento (Espírito-Santo *et al.*, 2014).

No Brasil, atividades com Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) produziram aproximadamente 11 milhões de metros cúbicos de madeira em tora em 2018, destinados tanto ao mercado interno quanto ao internacional (Brasil, 2019). Avaliar o grau de impacto gerado por essa atividade é de suma importância, pois os impactos da exploração seletiva são considerados muito menores do que os associados ao desmatamento, tornando-a uma alternativa viável para a geração de renda enquanto a floresta permanece em pé (Tritsch *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021). No entanto, a exploração seletiva tem sido destacada como um grande agente de degradação florestal em florestas tropicais (Pearson *et al.*, 2017).

Uma variável valiosa para estimar e quantificar os impactos da exploração seletiva é a abertura do dossel, que ocorre quando árvores são removidas da floresta, tanto para criar áreas

de armazenamento, estradas, trilhas de arraste, quanto na colheita de árvores de espécies florestais comercialmente valiosas. A captura de fotografias hemisféricas é um método comumente usado para avaliar a abertura do dossel, capturando padrões de obstrução e penetração de luz no dossel, bem como permitindo o cálculo da área foliar (Moraes *et al.*, 2016). O uso dessas imagens fornece várias informações sobre a variabilidade espacial do dossel florestal, como a distribuição de aberturas no dossel, tamanho, densidade e índices de abertura do dossel que utilizam a proporção da área do céu visível a partir do solo, entre outros (Pinagé; Matricardi, 2015).

Uma questão chave, e ainda pouco explorada, é o período de detectabilidade da abertura do dossel associada às operações de exploração seletiva. O tamanho das lacunas no dossel associadas a árvores individuais é pequeno, mas aqueles associados a trilhas de arraste, estradas e áreas de armazenamento são maiores (Asner *et al.*, 2004). Esforços para rastrear a persistência das lacunas no dossel constataram que estas são detectáveis em imagens Landsat até 3,5 anos após a exploração (Asner *et al.*, 2004) e com imagens de LiDAR aéreo até oito anos após o início da exploração (Pinagé *et al.*, 2019). A detectabilidade das lacunas está relacionada ao tamanho da lacuna inicial, com lacunas pequenas ($<25 \text{ m}^2$) fechando em 2-3 anos, enquanto a assinatura de lacunas muito grandes ($>500 \text{ m}^2$) ainda era visível até seis anos após a formação da lacuna (Dal'Agnol *et al.*, 2019). Estudos baseados em imagens de satélite encontraram em grande parte um impacto residual da exploração na abertura do dossel até o tempo máximo considerado nos estudos (3-8 anos). No entanto, os limites da detectabilidade das lacunas associadas à exploração seletiva ainda são amplamente desconhecidos devido à escassez de dados de longo prazo.

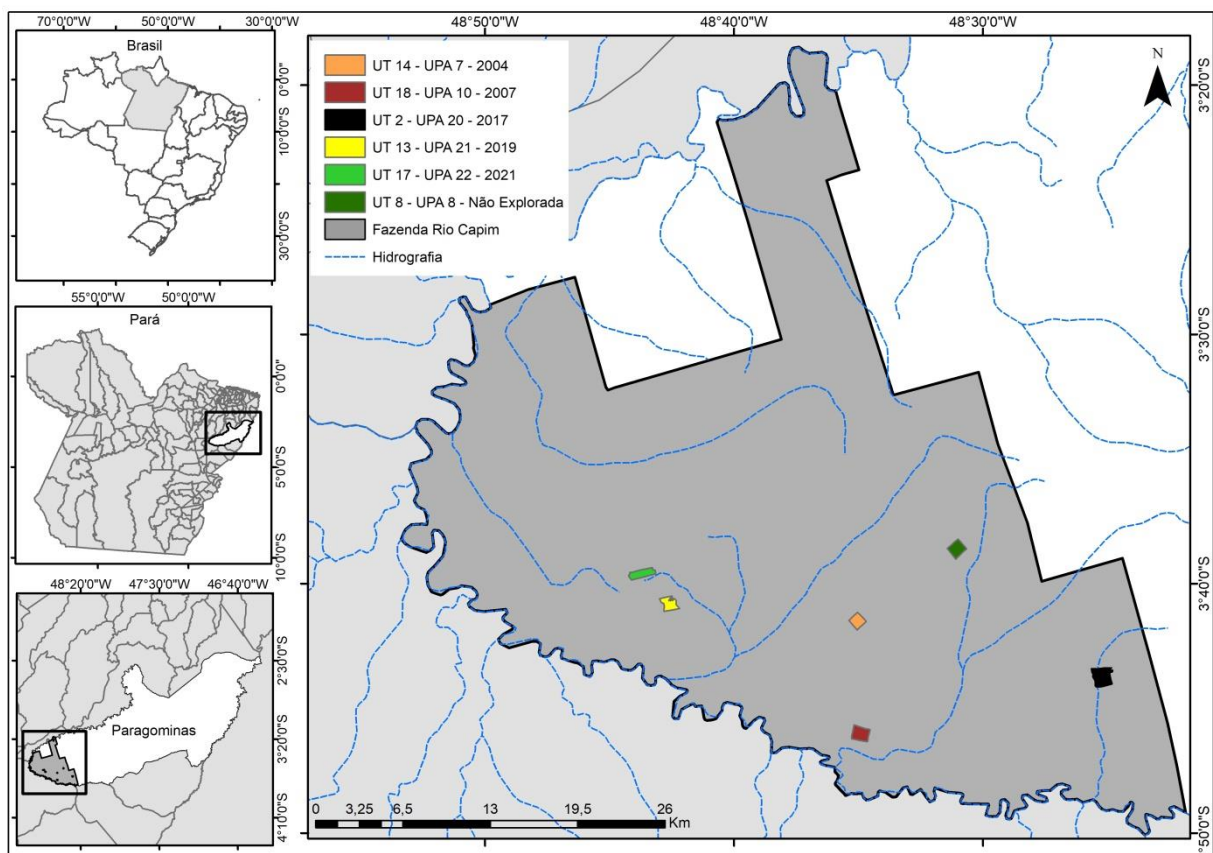
Neste estudo, medimos a abertura do dossel em uma cronossequência de floresta explorada de forma de impacto reduzido na Amazônia Oriental Brasileira em áreas onde a data da última exploração registrada variou de menos de 1 ano a 17 anos antes do trabalho de campo, a fim de obter uma compreensão *in loco* do fechamento de lacunas após a exploração em várias características paisagísticas associadas à exploração (povoamento florestal, trilha de arraste, estrada secundária, pátios de estocagem). Consideramos especificamente por quanto tempo os impactos da exploração seletiva podem ser detectados e como isso varia entre as características paisagísticas.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Localização da Área de Estudo

A área de estudo está localizada geograficamente a sudoeste do município de Paragominas, na região nordeste do estado do Pará, representada pela Fazenda Rio Capim (Figura 01), com coordenadas $03^{\circ}39'28.16''\text{S}$ e $48^{\circ}49'59.73''\text{W}$ e uma área total aproximada de 140.700 hectares. Esta área é de propriedade privada da Cikel Brasil Verde Ltda, uma empresa do Grupo Keilla, que aloca aproximadamente 121.000 hectares de sua área total para manejo florestal sustentável, certificado pelo Forest Stewardship Council (FSC) desde 2001, e possui uma parceria para monitoramento de dados em parcelas permanentes com a rede científica do Observatório das Florestas Tropicais Manejadas (TmFO) (Sist; Ferreira, 2007). Foram selecionadas seis Unidades de Trabalho (UTs) exploradas em momentos diferentes dentro dessa área para a coleta de dados de fotografias hemisféricas.

Figura 01- Localização da Fazenda Rio Capim e das Unidades de Trabalho (UTs) analisadas.



A área é caracterizada como floresta ombrófila densa submontana (Brasil, 2012), com latossolos amarelos e argissolos amarelos como os tipos de solo predominantes, juntamente

com ocorrências de plintossolos, gleissolos e neossolos (Martins *et al.*, 2018). De acordo com o seu Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), a Fazenda Rio Capim adota um sistema policíclico, o que significa que segue ciclos de corte de 30 anos, levando em consideração o período natural de regeneração da floresta (Ribeiro *et al.*, 2019), em conformidade com a legislação brasileira. Todas as UTs analisadas neste trabalho estão no primeiro ciclo de corte neste artigo.

Com base na classificação de Köppen, o clima na Fazenda Rio Capim é quente e úmido, com uma estação seca bem definida (Awi). A temperatura média anual é de aproximadamente 27°C, e a precipitação média anual é de 1.700 mm. O período para a colheita seletiva de madeira ocorre durante a estação menos chuvosa, que se estende de julho a novembro (Ferreira Filho; Bezerra; Pessoa, 2021).

As principais características das unidades de exploração analisadas incluem uniformidade na aplicação do sistema de colheita. Cada área de armazenamento tem 1 ou 2 trilhas de arraste principais com várias ramificações de trilhas secundárias, e a distância máxima de arraste de toras é de 250 metros. Apenas um trator (utilizado para o arraste de toras dentro da floresta explorada) é usado durante as operações de colheita. As unidades de trabalho na Fazenda Rio Capim têm uma duração média de 2 anos, onde no primeiro ano é feita a abertura de áreas e as toras são removidas; já no segundo ano, os resíduos gerados pela exploração, como galhos, são removidos para a utilização na produção de carvão.

2.2.2 Coleta de Dados

A coleta de dados de campo ocorreu de 6 de novembro a 25 de novembro de 2021. Para conduzir o experimento, foram selecionadas Unidades de Produção Anual (UPAs) que foram exploradas em anos diferentes. Dentro de cada UPA, uma Unidade de Trabalho (UT) com medidas de 1.000m x 50m foi escolhida. No total, foram amostradas 6 UTs, sendo uma delas composta pela floresta original da região, nunca tendo sido explorada, e servindo como controle (Tabela 01; Figura 01). Foram adquiridas fotografias hemisféricas dos pátios de estocagem, trilhas de arraste, estradas secundárias e de áreas não exploradas em um raio de 50 metros dentro das UTs. Além disso, para áreas que haviam sido exploradas por um período mais longo e possuíam regeneração florestal mais avançada, tornando difícil caracterizar claramente essas áreas amostradas, as imagens foram capturadas próximas a tocos de árvores que foram removidos durante o período de exploração e ainda eram identificáveis. O número de amostras coletadas variou de classe para classe e por ano, dependendo da disponibilidade

da equipe para fazer levantamentos nas áreas e das condições consideradas ideais para a captura de fotografias.

Tabela 01- Informações sobre as Unidades de Trabalho analisadas.

UPA	UT	Ano de exploração	Número de pontos amostrais	Número de fotografias
7	14	2004	37	111
10	18	2007	15	45
20	2	2017	28	84
21	13	2019	20	60
22	17	2021	33	99
8	8	Não Explorada	42	126

As fotografias hemisféricas foram tiradas com uma resolução de 2736x1824 pixels usando uma câmera digital Canon EOS 6D equipada com uma lente olho de peixe circular Sigma de 8mm e um campo de visão de 180°. Como estratégia de amostragem, as fotografias foram tiradas sob condições de céu uniforme, sem incidência direta de luz solar na lente, ou seja, em dias nublados ou durante o período entre 6h e 10h da manhã para evitar superexposição (Zhao *et al.*, 2014). As configurações da câmera foram padronizadas usando o modo Programa Automático, com uma configuração ISO de 100, uma distância focal de 8mm e o flash desligado.

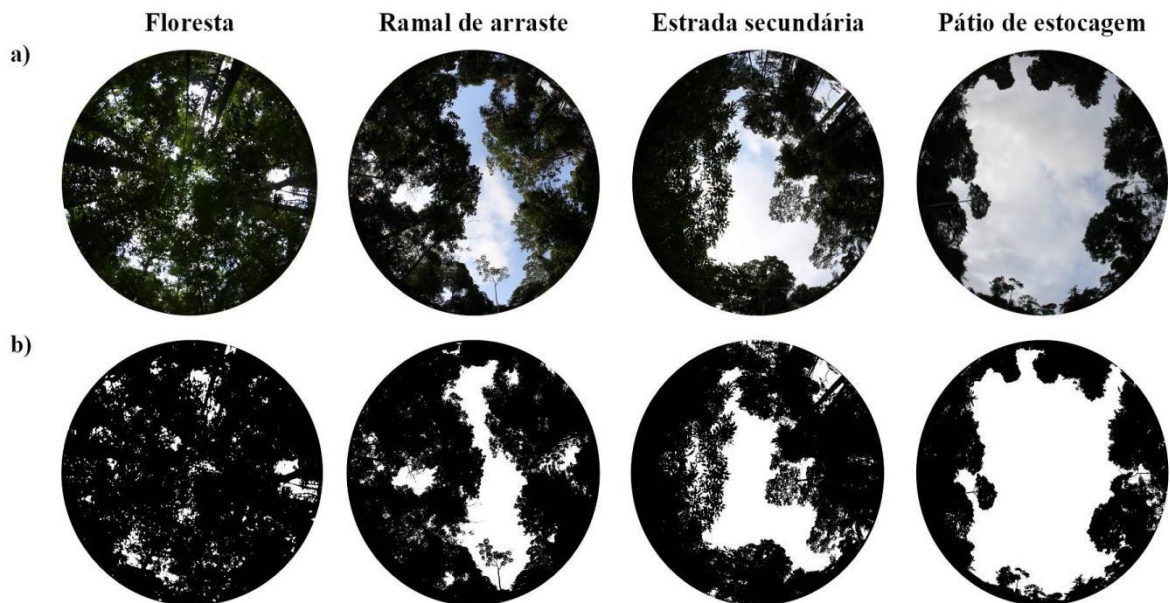
Para capturar as fotografias, foi utilizado o suporte de um tripé, posicionado a uma altura de 1,30 metros acima do solo para eliminar a influência direta da vegetação do sub-bosque. Um nível de bolha também foi usado para garantir que a câmera permanecesse horizontalmente orientada, com a lente focada no dossel (Glatthorn; Beckschäfer, 2014). Além disso, um dispositivo GPS Garmin 64 csx portátil foi utilizado para marcar os pontos de coleta dentro das UTs e para orientar a câmera em direção ao norte magnético. Três fotografias foram tiradas em cada ponto selecionado para aumentar a confiabilidade da amostragem.

2.2.3 Processamento das Imagens Hemisféricas

As fotografias hemisféricas foram processadas usando o *software* ImageJ versão 6.4.95 (<https://imagej.nih.gov/ij/>), que permite a análise de uma série de fotografias tiradas no mesmo ponto, garantindo precisão no processamento. A abertura do dossel foi calculada por meio de um processo de binarização, levando em consideração as configurações automáticas fornecidas pelo *software* por meio do plugin Hemispherical 2.0 (Beckschäfer, 2015), que

distingue duas classes: a classe de floresta e a classe de não floresta por seleção de pixels (Figura 02). O *software* ImageJ foi utilizado para processar simultaneamente a série de 3 fotografias para cada ponto de amostragem. Após o processo de imagem binária, a fração de lacuna foi fornecida para cada foto individual em valores percentuais.

Figura 02 - Fotografias Hemisféricas: a) fotografia real; b) fotografia binária.



2.2.4 Análise dos Dados de Abertura de Dossel em Imagens Hemisféricas

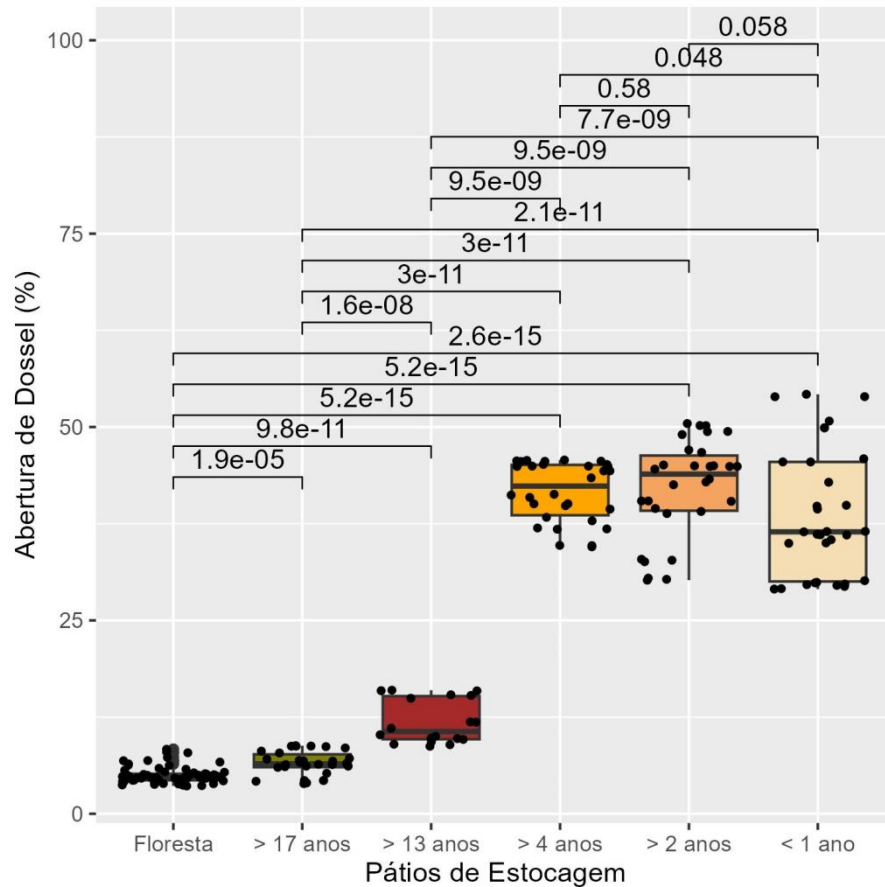
A análise estatística dos resultados obtidos em relação à abertura do dossel foi realizada usando o *software* estatístico R versão 4.3.1 (R Core Team, 2023). Para identificar a dinâmica de fechamento do dossel ao longo dos anos e sua variação em diferentes características paisagísticas (floresta, trilhas de arraste, estrada, pátio de estocagem) associadas à extração seletiva de madeira, foi realizada uma análise comparativa entre as características. Além da comparação baseada nas características, também foi feita uma comparação com as áreas de floresta que não foram exploradas, para testar se os impactos no dossel das características de exploração eram estatisticamente distinguíveis das condições naturais da floresta. Essas análises foram conduzidas usando o teste de Kruskal-Wallis com um nível de significância de 5% (Knežević *et al.*, 2023), uma vez que o teste de Shapiro-Wilk revelou que os dados não seguiam uma distribuição normal (Shapiro; Wilk, 1965).

2.3 Resultados

2.3.1 Análise da Abertura de Dossel

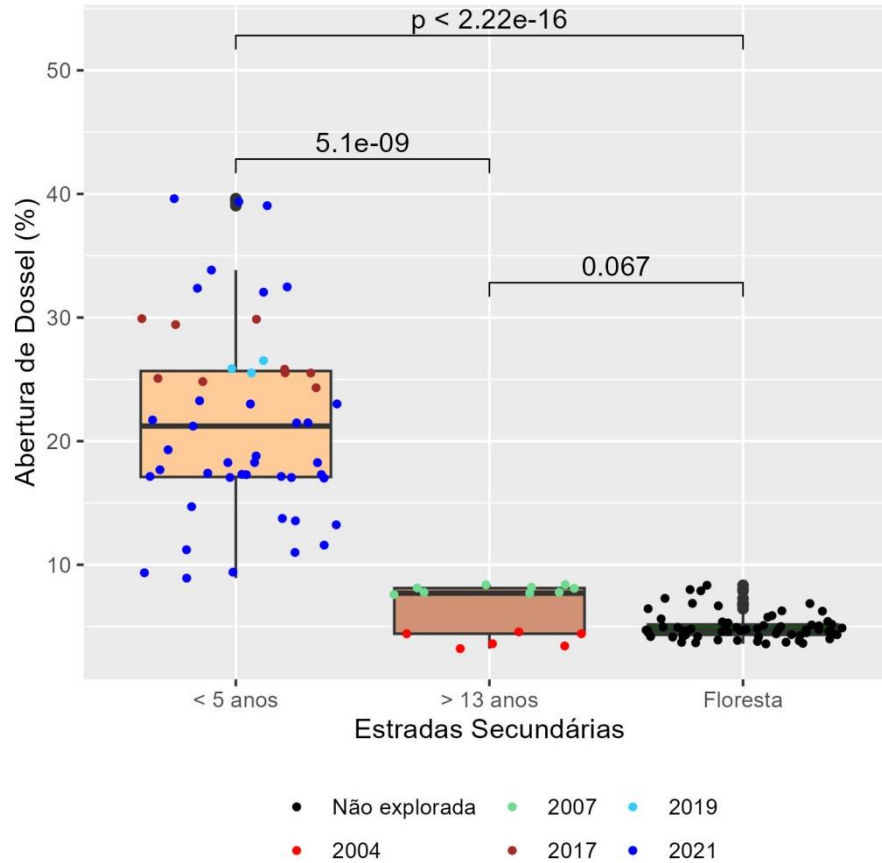
A exploração seletiva nas Unidades de Trabalho da Fazenda Rio Capim teve um impacto significativo no dossel da floresta, conforme capturado pelas fotografias hemisféricas, em todas as características paisagísticas de exploração analisadas. Os resultados de abertura do dossel foram expressos em percentagem e interpretados considerando que quanto maior a percentagem de abertura do dossel, menor a cobertura florestal, e quanto menor a abertura do dossel, maior a densidade de vegetação no ponto de amostragem. Para as áreas de pátios de estocagem, observa-se um fechamento gradual do dossel ao longo dos anos. As áreas exploradas há mais de 17 anos (3,89% a 8,80%) e mais de 13 anos atrás (8,73% a 15,98%) tiveram a menor fração de lacunas, enquanto aquelas abertas nos últimos 5 anos tiveram frações de lacunas muito maiores (34,51% a 45,73% para locais explorados 4 anos atrás e 30,20% a 50,46% para locais explorados 2 anos atrás). Os pátios de estocagem formados em menos de 1 ano apresentaram maior variabilidade na abertura de lacunas, mas apresentaram valores de magnitude semelhante aos dos locais explorados 2 e 4 anos atrás. A abertura do dossel de todos os pátios de estocagem, mesmo aqueles criados há 17 anos, foi estatisticamente diferente daquela nas áreas de controle não exploradas (Figura 03).

Figura 03 - Variação na abertura do dossel de uma área de floresta não explorada e áreas de floresta exploradas, considerando a classe de pátios de estocagem.



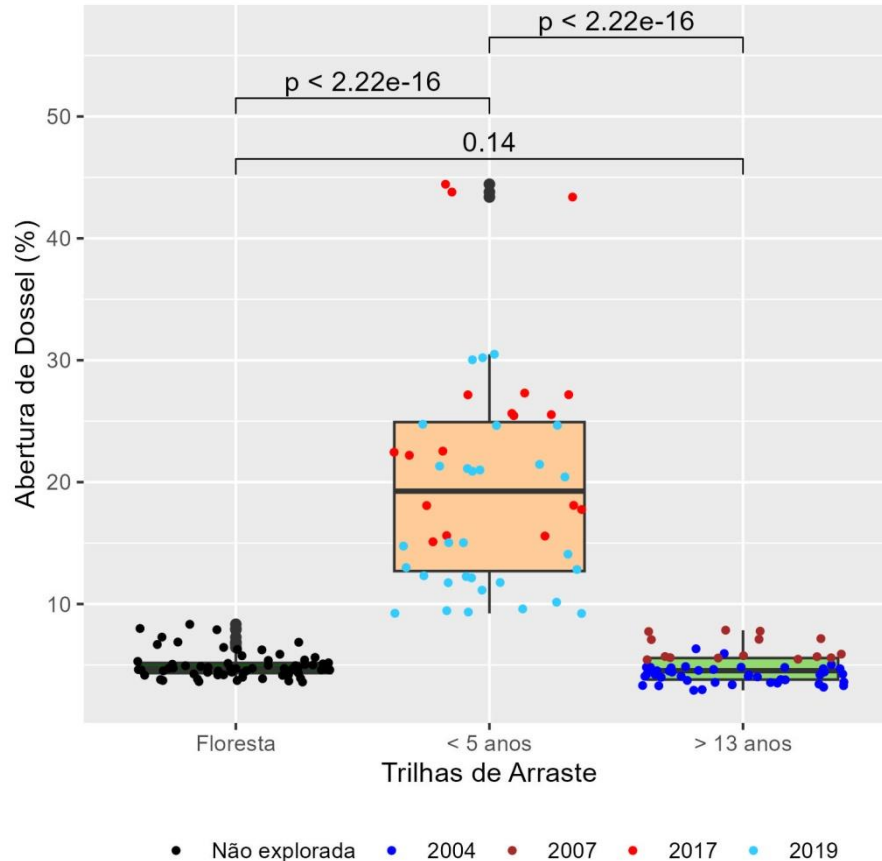
A abertura do dossel em áreas de estradas secundárias com mais de 13 anos de idade (Figura 04) foi estatisticamente indistinguível das áreas de floresta não explorada e das áreas exploradas há mais de 13 anos ($p = 0,067$). Também foi observado que para o ano de 2004 (3,21% a 4,57%), as amostras mostram um fechamento maior em comparação com 2007 (7,59% a 8,39%). As fotografias coletadas para áreas com intervalo de exploração inferior a 5 anos, 2017 (24,32% a 29,91%), 2019 (25,52% a 26,51%) e 2021 (8,92% a 39,62%), apresentaram valores de abertura do dossel com maior variabilidade e mostraram uma diferença significativa em relação aos outros grupos observados ($p < 0,05$).

Figura 04 - Variação na abertura do dossel de uma área de floresta não explorada e áreas de floresta exploradas, considerando a classe de estradas secundárias.



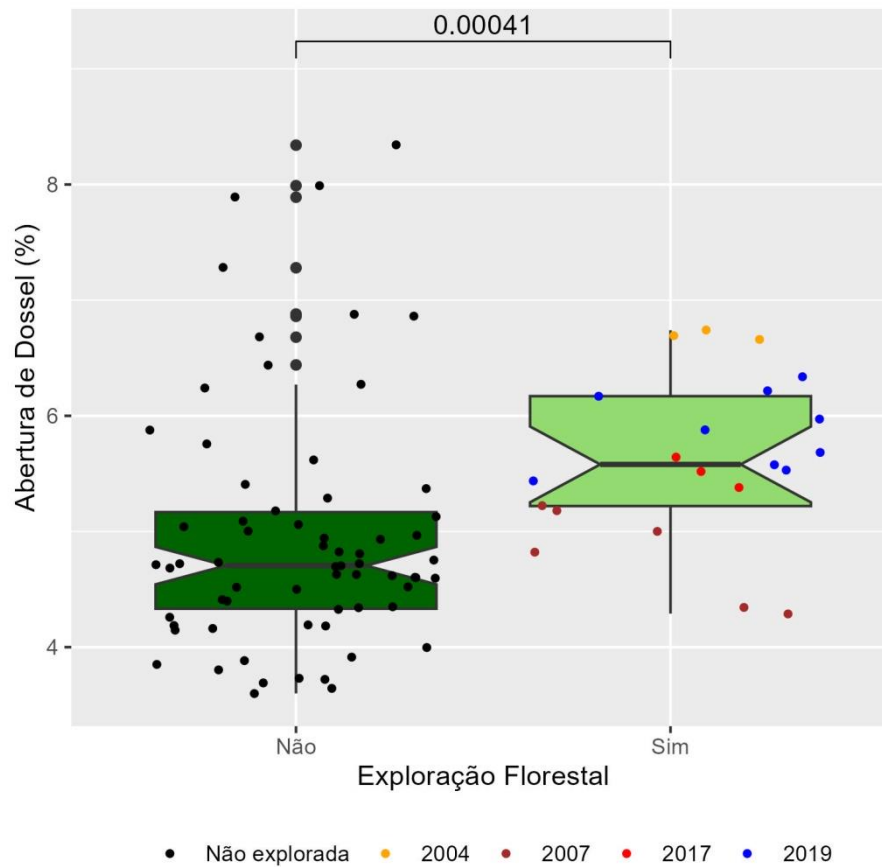
Quando consideramos a abertura do dossel nas trilhas de arraste, observamos que as áreas exploradas há mais de 13 anos são estatisticamente similares às áreas de floresta não explorada ($p = 0,14$). Embora os dados de 2004 e 2007 tenham sido agrupados para esta análise em uma única classe devido ao quantitativo de imagens coletadas para esta categoria, é claramente visível que para o ano de 2004 (2,92% a 6,33%), as áreas amostradas já estão mais fechadas do que em 2007 (5,43% a 7,85%) (Figura 05). No entanto, para as trilhas em áreas com menos de 5 anos de exploração, os valores de abertura do dossel são significativamente maiores do que nas outras duas categorias. Nessas áreas, a abertura do dossel variou de 15,11% a 44,44% para áreas exploradas em 2017 e de 9,23% a 30,49% para aquelas exploradas em 2019.

Figura 05 - Variação na abertura do dossel de uma área de floresta não explorada e áreas de floresta exploradas, considerando a classe de trilha de arraste.



Na análise das áreas florestadas, as aberturas do dossel foram avaliadas em fotografias obtidas tanto na UT de controle, que não foi explorada, quanto em áreas florestadas das UTs exploradas. No caso das UTs exploradas, foi tomado o cuidado de capturar imagens em áreas florestadas onde não havia evidências visíveis de remoção de toras dentro de um raio de 50 metros. Os valores medianos de abertura do dossel em áreas florestadas não exploradas e exploradas foram, respectivamente, 4,70% e 5,58%, e eles apresentam diferenças significativas ($p = 0,00041$), com a área explorada mostrando uma maior abertura do dossel, mesmo em áreas distantes dos locais de exploração. Além disso, a área não explorada exibe uma maior variabilidade em comparação com as aberturas do dossel das UTs exploradas (Figura 06).

Figura 06 - Variabilidade da abertura do dossel em uma área de floresta não explorada e em áreas de floresta exploradas



2.4 Discussão

2.4.1 Utilidade da Imagem Hemisférica para Monitorar o Fechamento das Aberturas de Dossel

Este estudo fornece a primeira avaliação temporal da abertura do dossel usando fotografias hemisféricas em atividades de exploração seletiva na Fazenda Rio Capim e apresenta a dinâmica de fechamento do dossel ao longo dos anos em diferentes unidades de exploração. O uso desse tipo de fotografia do dossel é difundido e contribui para estimar variáveis da estrutura florestal (Díaz; Lencianas, 2018). Foi possível verificar a utilidade do método de identificação de abertura do dossel fornecido pela exploração seletiva de baixo impacto em florestas tropicais na Amazônia e a importância do monitoramento periódico para rastrear o processo de regeneração florestal e fechamento do dossel.

O grau de abertura do dossel detectado por fotografias hemisféricas também pode ser usado para identificar níveis de degradação e relacionar a estrutura de florestas tropicais

úmidas na Amazônia a diversos parâmetros ambientais, como mostrado no estudo de Silva e Vibrans (2019). As áreas florestais amostradas dentro das áreas de exploração (Figura 06), mesmo que estejam dentro de um raio de 50 metros de impactos diretos da exploração, sofrem efeitos indiretos de borda, como mudanças no microclima, como umidade e temperatura, exposição à radiação, entre outros (Dulamsuren *et al.*, 2014; Senior *et al.*, 2018). Esses fatores podem influenciar a variabilidade e a diferença na abertura do dossel nessas áreas em comparação com áreas de floresta não explorada.

Na Fazenda Rio Capim, a principal causa da abertura do dossel florestal é a exploração seletiva, onde, para a execução dessa atividade em uma unidade de exploração, todas as espécies arbóreas comercializáveis são identificadas, e algumas delas são selecionadas para corte. A seleção de espécies para exploração e a preservação de outras para retenção na unidade de exploração contribuem para a regeneração florestal rápida e eficiente e para o fechamento do dossel (Sist; Ferreira, 2007; Trisch, *et al.*, 2016). Além disso, a legislação ambiental limita a quantidade a ser explorada por unidade de área, favorecendo a manutenção da biodiversidade e dos processos de regeneração desses ambientes.

2.4.2 Diferenças entre as Características da Paisagem para a Exploração Florestal

Na Fazenda Rio Capim, observou-se que as características que mais impactaram a estrutura florestal foram os pátios de estocagem e as estradas secundárias, uma vez que tiveram o maior impacto na estrutura do dossel das unidades de exploração. As trilhas de arraste, por outro lado, apresentaram taxas de fechamento de clareiras mais altas, o que pode ser atribuído à menor intensidade de danos causados pelas trilhas de arraste à floresta em comparação com os pátios de estocagem e as estradas secundárias. Esse padrão é observado em vários estudos realizados com fotografias hemisféricas em áreas de exploração seletiva, como o estudo de Moraes e colaboradores (2016), para uma unidade de exploração anual localizada no noroeste do estado do Pará, e o trabalho de Pinagé e colaboradores (2016), que aborda os subsídios da exploração para danos à composição florestal. Isso implica a necessidade de um planejamento e gerenciamento florestal eficiente para mitigar as perturbações causadas por essa atividade, mesmo que sejam consideradas menores do que em áreas de desmatamento.

Uma grande descoberta deste trabalho é que, apesar das evidências claras de regeneração e fechamento de clareiras, os impactos dos pátios de estocagem na abertura do dossel ainda são detectáveis (ou seja, estatisticamente distinguíveis das florestas naturais) 17 anos após o término das atividades de exploração. Essa continuidade no impacto na estrutura

do dossel é mais longa do que em outros estudos relatados até o momento (por exemplo, Asner *et al.*, 2004, Dal'Agnol *et al.*, 2019, Pinagé *et al.*, 2019). Nossos resultados sugerem que essas áreas ainda não retornaram completamente às condições semelhantes às anteriores à exploração. Essas assinaturas persistentes de abertura do dossel continuariam a influenciar o microclima e a ecologia do dossel, por meio da transmissão de luz pelo dossel (Espírito Santo *et al.* 2014).

Os pátios de estocagem explorados em 2017 e 2019 apresentaram variabilidade estatisticamente similar, mostrando que dentro de um intervalo de 2 anos, há pouca mudança na estrutura de fechamento do dossel para essa classe. Embora também haja um intervalo de 2 anos, os pátios de estocagem explorados em 2021 não se assemelharam a nenhum dos pátios de estocagem mencionados anteriormente, fato que pode ser explicado pelo momento da amostragem da área, uma vez que, na data da coleta das fotografias, apenas os pátios de estocagem e as estradas secundárias haviam sido abertos, ou seja, não havia influência de clareiras próximas a essas áreas, levando a uma maior variabilidade na abertura do dossel para este ano. É importante observar que existem alguns fatores externos que contribuem para a persistência da abertura do dossel por períodos mais longos do que em outras classes analisadas. Por exemplo, são áreas com uma área de abertura maior (aproximadamente 500 m²), com solo mais compactado, uma vez que é onde ocorre a circulação de veículos, como tratores e caminhões para exploração e remoção de toras, entre outros aspectos.

Após a abertura do dossel e a extração de espécies, a área explorada torna-se viável para a regeneração florestal, levando ao desenvolvimento de diferentes estratos sucessionais. Um dos fatores que contribuem para esse processo é a disponibilidade de luz, que varia consideravelmente dentro do dossel da floresta em diferentes estratos, representando o perfil vertical das árvores (Zhao; He, 2016). Keeling e Phillips (2007), em seu estudo sobre regeneração florestal, observam que em florestas tropicais, apenas cerca de 1 a 2% da radiação solar total penetra o sub-bosque, enquanto de 20 a 35% da radiação solar total atinge o solo da floresta no centro de clareiras grandes. Isso destaca a influência da abertura do dossel, que permite maior incidência de luz solar e facilita o processo de regeneração em áreas perturbadas, levando, eventualmente, ao fechamento do dossel ao longo dos anos.

A geração de aberturas do dossel em florestas tropicais altera a estrutura florestal e desempenha um papel na manutenção da biodiversidade florestal. Isso resulta em crescimento secundário, criando uma estrutura de "colcha de retalhos" de áreas florestadas essenciais para a dinâmica florestal e o ciclo de carbono (Matricardi *et al.*, 2020). De acordo com Bazzaz e Wayne (1994), no processo de fechamento do dossel, as espécies arbóreas maiores devem

buscar eficientemente aberturas no dossel, aumentando galhos e ocupação da copa, fechando assim o dossel. Além disso, a ação regenerativa por meio de estágios sucessionais é essencial, um cenário observado neste estudo, onde, após aproximadamente 17 anos de exploração, as classes analisadas já apresentam condições de fechamento do dossel próximas às das áreas de floresta não explorada.

2.5 Conclusão

Este estudo demonstrou a possibilidade de detectar os efeitos da extração seletiva de madeira ao longo dos anos, revelando que mesmo 17 anos após a exploração, ainda foi possível detectar impactos na floresta nas áreas de pátio de estocagem. Para os anos de 2004 e 2007, o processo de fechamento do dossel já é considerado mais avançado, em contraste com os dados dos últimos 5 anos, que mostraram uma recuperação mais lenta em termos de fechamento do dossel.

Com base nas análises realizadas, as características identificadas com a maior abertura do dossel são as áreas de pátio de estocagem, enquanto as trilhas de exploração apresentaram a menor abertura do dossel. Também foi observado que em todas as unidades analisadas, mesmo dentro das áreas de exploração florestal, existem espaços que apresentam características semelhantes às áreas não exploradas.

É evidente que há eficiência no processo de recuperação da Floresta Rio Capim ao longo dos anos, com o ano de exploração diretamente relacionado ao processo de fechamento do dossel.

REFERÊNCIAS

- ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA JR, R.; ZWEEDE, J. C.; SILVA, J. N. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 280-298, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/01-6019>.
- BAZZAZ, F. A.; WAYNE, P. M. Coping with environmental heterogeneity: The physiological ecology of tree seedling regeneration across the gap-understory continuum. *In*: CALDWELL, M. M.; PEARCY, R. W. (org.). **Exploitation of environmental heterogeneity by plants: ecophysiological process above- and below-ground**. [S.l.]: Academic Press, 1994. p. 349-390. DOI <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-155070-7.50018-4>.
- BECKSCHÄFER, P. Hemispherical_2.0: Batch processing hemispherical and canopy photographs with ImageJ - User Manual. **August-Universität Göttingen**, p. 1-6, 2015. DOI: 10.13140/RG.2.1.3059.4088.

BOUSFIELD, C. G.; CERULLO, G. R.; MASSAM, M. R.; EDWARDS, D. P. Protecting environmental and socio-economic values of selectively logged tropical forests in the Anthropocene. **Advances in Ecological Research**, v. 62, p. 1–52, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.006>

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Produção da extração vegetal e da silvicultura**. Brasília/DF, 2019. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2018_v33_informativo.pdf. Acesso em: 14 de Junho de 2020.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. manuais técnicos em geociências nº 1. 2a. ed. 2012, 275p.** Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 27 de Agosto de 2020.

BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L.; ASNER, G. P.; BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CHAMBERS, J.; COSTA, M. H.; FANIN, T.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, J.; KELLER, M.; MAGNUSSON, W. E.; MORALES-BARQUERO, L.; MORTON, D.; OMETTO, J. P. H. B.; VIEIRA, I. C. G. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 92–109, 2016. DOI 10.1111/gcb.13087.

COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PEDLOWSKI, M. A.; MIGUEL, E. P.; GASPAR, R. O. Selective logging detection in the Brazilian Amazon. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. 1-10, 2019. DOI 10.1590/2179-8087.063417.

DAL'AGNOL, R.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; GALVÃO, L. S.; WAGNER, F. H.; LOCKS, C. J.; ARAGÃO, L. E. Quantifying canopy tree loss and gap recovery in tropical forests under low-intensity logging using VHR satellite imagery and airborne LiDAR. **Remote sensing**, v. 11, n. 7, p. 817, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11070817>.

DÍAZ, G.M.; LENCIANAS, J. D. Model-based local thresholding for canopy hemispherical photography. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 48, n. 10, p. 1204-1216, 2018. DOI <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0006>.

DULAMSUREN, C.; KHISHIGJARGAL, M.; LEUSCHNER, C.; HAUCK M. Response of tree-ring width to climate warming and selective logging in larch forests of the Mongolian Altai. **Journal of Plant Ecology**, v. 7, n.1, p. 24-38, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt019>

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; KELLER, M. M.; LINDER, E.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; PEREIRA, C.; OLIVEIRA, C. G. Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots, **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 2, p. 305-318, 2014. DOI: 10.1080/17550874.2013.795629.

FERREIRA FILHO, David Figueiredo; BEZERRA, Paulo Eduardo Silva; PESSOA, Francisco Carlos Lira. A dinâmica da vegetação e suas influências hidroclimáticas no município de Paragominas-PA. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, v. 14, n. 1, p. 46-69, 2021. DOI 10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69497

GLATTHORN, J.; BECKSCHÄFER, P. Standardizing the Protocol for Hemispherical Photographs: Accuracy Assessment of Binarization Algorithms. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, p. 1-19, 2014. DOI 10.1371/journal.pone.0111924.

KEELING, H. C.; PHILLIPS, O. L. A calibration method for the crown illumination index for assessing forest light environments. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2, p. 431-437. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.060>.

KNEŽEVIĆ, J.; MUSICIC, J.; HALILOVIĆ, V.; AVDAGIĆ, A. Damages of skidder and oxen logging to residual trees in uneven-aged mixed forest. **Forest**, v. 14, n. 5, p. 1-15, 2023. DOI <https://doi.org/10.3390/f14050927>.

MARTINS, V. S. *et al.* Seasonal and interannual assessment of cloud cover and atmospheric constituents across the Amazon (2000–2015): Insights for remote sensing and climate analysis. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 309-37, 2018.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020. DOI 10.1126/science.abb3021.

MORAES, I. S.; LIMA, A. M. M.; ADAMI, M.; ANDRADE, M. T. V. S. Monitoramento da abertura de dossel a partir de fotografias hemisféricas com NDVI e MLME em área de concessão florestal: Mamuru-arapiuns/PA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 7, p. 1303–1315, 2016.

PEARSON, T. R.; BROWN, S.; MURRAY, L.; SIDMAN, G. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: An underestimated source. **Carbon Balance and Management**, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0072-2>

PINAGÉ, E. R.; MATRICARDI, E. A. T. Detecção da infraestrutura para exploração florestal em Rondônia utilizando dados de sensoriamento remoto. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 377–390, 2015.

PINAGÉ, E. R.; MATRICARDI, E. A. T.; LEAL, F. A.; PEDLOWSKI, M. A. Estimates of selective logging impacts in tropical forest canopy cover using RapidEye imagery and field data. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 9, n. 3, p. 461, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor1534-008>

PINAGÉ, E. R.; KELLER, M.; DUFFY, P.; LONGO, M.; SANTOS, M. N.dos; MORTON, D. C. Long-term impacts of selective logging on Amazon Forest dynamics from multi-temporal airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 709, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11060709>.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RIBEIRO, L. O. M.; SILVA, J. N. M.; PÉLLICO NETTO, S.; QUEIROZ, W. T. Avaliação da amostragem com substituição parcial com duas medições sucessivas em floresta manejada no município de Paragominas, Pará. **Scientia Florestalis**, v. 47, n. 124, p. 778-790, 2019. DOI 10.18671/scifor.v47n124.19.

SENIOR, R. A.; HILL, J. K.; BENEDICK, S.; EDWARDS, D. P. Tropical forests are thermally buffered despite intensive selective logging. **Global Change Biology**, v. 24, n. 3, p. 1267–1278, 2018. DOI 10.1111/gcb.13914.

SHAPIRO, A. S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3, p. 591–611, 1965. DOI <https://doi.org/10.2307/2333709>.

SILVA, D. A.; VIBRANS, A. C. Canopy Architecture After Selective Logging in a Secondary Atlantic Rainforest in Brazil. **Forest Management**, v. 26, n. 4, 2019. DOI <https://doi.org/10.1590/2179-8087.037418>.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2, p. 199-209, 2007. DOI 10.1016/j.foreco.2007.02.014.

SOUZA, R. B.; SOUZA, R. B. B.; FEITOSA JUNIOR, F. R. ALMEIDA NETO, P. P. Efeitos da extração de madeira sobre a biodiversidade em florestas tropicais. **Natural Resources**, v. 11, n. 3, p. 33-38, 2021. DOI 10.6008/CBPC2237-9290.2021.003.0005.

TRITSCH, I.; SIST, P.; NARVAES, I. da S.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; BOURGOIN, C.; CORNU, G.; GOND, V. Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. **Forests**, v. 7, n. 12, p. 1–15, 2016. DOI 10.3390/f7120315.

ZHAO, D.; LV, M.; WANG, P.; YANG, T. ; AN, S. Can the plant area index of a submerged vegetation canopy be estimated using digital hemispherical photography? **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 192-193, p. 69-77, 2014. DOI 10.1016/j.agrformet.2014.03.008.

ZHAO, K.; HE, F. Estimating light environment in forests with a new thresholding method for hemispherical photography. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 46, n. 9, p. 1103-1110, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0003>.

CAPÍTULO 3 CAPACIDADE DE DETECÇÃO DO PERÍODO DE OCORRÊNCIA DAS ATIVIDADES DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA EM FLORESTA NATIVA PARAENSE

RESUMO

As imagens de satélite são amplamente utilizadas para a detecção de impactos causados pela atividade madeireira, principalmente para as imagens Landsat que possuem uma extensa série temporal, desde 1972. Porém existem outras imagens como as do Sentinel e Planet que possuem maior resolução espacial. Elas também podem ser aplicadas para esta atividade pois estão sendo oferecidas gratuitamente. A partir deste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a capacidade das imagens obtidas pelos satélites Landsat, Sentinel e Planet para detecção da abertura de dossel de áreas de extração seletiva de madeira. Estas áreas foram exploradas no período entre 2000 a 2021. Foram utilizadas algumas metodologias que permitem a detecção e o acompanhamento dessas áreas ao longo do tempo, como o Modelo linear de Mistura espectral e realce utilizando a divisão das bandas vegetação e solo para dar destaque a essas áreas. A abertura de dossel foi detectada pelas imagens de todos os satélites, entretanto, por períodos distintos. As imagens Landsat foram capazes de detectar a exploração em um intervalo de 1 a 6 anos, já as imagens Sentinel e Planet em um intervalo de 7 a 9 anos. Para todas as unidades avaliadas, o grau de abertura de dossel não superou a 20% da área total das mesmas. De forma ampla, o estudo também destaca a importância na realização do monitoramento das áreas de extração seletiva de madeira para entender sua dinâmica florestal ao longo dos anos e reforça a importância da aplicação das metodologias de baixo impacto para a atividade madeireira.

ABSTRACT

Satellite images are widely employed for detecting impacts caused by logging activities, primarily using Landsat images, which have an extensive temporal series dating back to 1972. However, there are other images, such as those from Sentinel and Planet satellites, which offer higher spatial resolution and are also available free of charge. Within this context, the objective of this research was to assess the capability of images obtained from Landsat, Sentinel, and Planet satellites for detecting canopy openings in selective logging areas. These areas were exploited between 2000 and 2021. Several methodologies were employed for the detection and monitoring of these areas over time, including the Spectral Mixture Analysis and enhancement using the division of vegetation and soil bands to highlight these areas.

Canopy openings were detected in images from all satellites, albeit over different time intervals. Landsat images were able to detect logging activities within a range of 1 to 6 years, while Sentinel and Planet images covered a period of 7 to 9 years. For all units evaluated, the degree of canopy opening did not exceed 20% of their total area. In a broader sense, the study also underscores the importance of monitoring selective logging areas to understand their forest dynamics over the years and emphasizes the importance of employing low-impact methodologies for logging activities.

3.1 Introdução

A atividade madeireira é importante do ponto de vista socioeconômico e ambiental na Amazônia brasileira, com benefícios sociais e econômicos, mas podendo causar impactos substanciais na floresta se não for conduzida corretamente. Apesar da geração de distúrbios ambientais, a indústria madeireira possui um grande destaque na Amazônia, principalmente no Pará, estando entre as principais atividades econômicas do estado, movimentando milhões de reais para o país todos os anos (Brasil, 2019). Isso faz com que o estado seja considerado um dos principais produtores de madeira tropical do Brasil, devido à qualidade e quantidade disponível de madeira de interesse comercial (Brasil, 2010).

Os impactos causados pela exploração de madeira variam, principalmente quando se leva em consideração a intensidade de exploração. Ainda existem casos de exploração ilegal, uma prática que gera muito mais danos do que a exploração de impacto reduzido, por exemplo, principalmente quando se leva em consideração a extração de um número determinado de espécies florestais, que neste caso, não há nenhum controle (Bustamante *et al.*, 2016). Mesmo com o conhecimento da ocorrência de impactos ambientais, existem muitas dificuldades em relação à fiscalização e monitoramento das áreas de exploração seletiva de madeira no estado do Pará devido a sua grande extensão territorial e dificuldade de acesso em determinados ambientes (Schielein; Börner, 2018). Diferente do desmatamento, a extração seletiva de madeiras é difícil de ser monitorada por satélite, pois muitas vezes as alterações causadas no dossel florestal são muito sutis, principalmente quando trata de áreas cuja abertura no dossel seja inferior a 25m². Detectar e mapear as florestas impactadas pela extração seletiva de madeira de forma automática e usando dados de sensores remotos, é um desafio técnico-científico ainda a ser vencido (Hethcoat *et al.*, 2019).

Para toda a Amazônia Legal brasileira, vem sendo desenvolvidos projetos que atuam no monitoramento da degradação florestal: o Projeto de Detecção de Exploração Seletiva - DETEX e o Projeto de Mapeamento da Degradação Florestal na Amazônia Brasileira –

DEGRAD, o qual foi descontinuado no ano 2016, passando assim o monitoramento dessas áreas para o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER-B) (Diniz *et al.*, 2015), todos desenvolvidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) o qual vem monitorando essas áreas utilizar imagens de satélite da série CBERS e LANDSAT, juntamente com as análises de mistura espectral (Tritsch *et al.*, 2016).

Existem diversos métodos já utilizados para detecção de áreas de extração seletiva de madeira, degradação pelo fogo e desmatamento, dentre elas a análise de textura por imagens de sensores ópticos (Asner *et al.*, 2002), interpretação visual de imagens de sensores ópticos (Matricardi *et al.*, 2007), interpretação visual de imagens de radar e textura (Antropov *et al.*, 2015), classificação supervisionada de imagens por máxima verossimilhança (Stone; Lefebvre, 1998), modelo de mistura espectral (Grecchi *et al.*, 2017; Matricardi *et al.*, 2020), Índice de Fração de Diferença Normalizado (NDFI) (Souza Júnior. *et al.*, 2005), imagens de sobrevoos usando *Light Detection And Ranging* (LiDAR) (Melendy *et al.*, 2018; Pinagé *et al.*, 2019), *Machine Learning* (Hethcoat *et al.*, 2019), dentre outros. Entretanto, é pouco explorada a questão de por quanto tempo essas áreas ficam detectáveis utilizando imagens de diferentes resoluções espaciais.

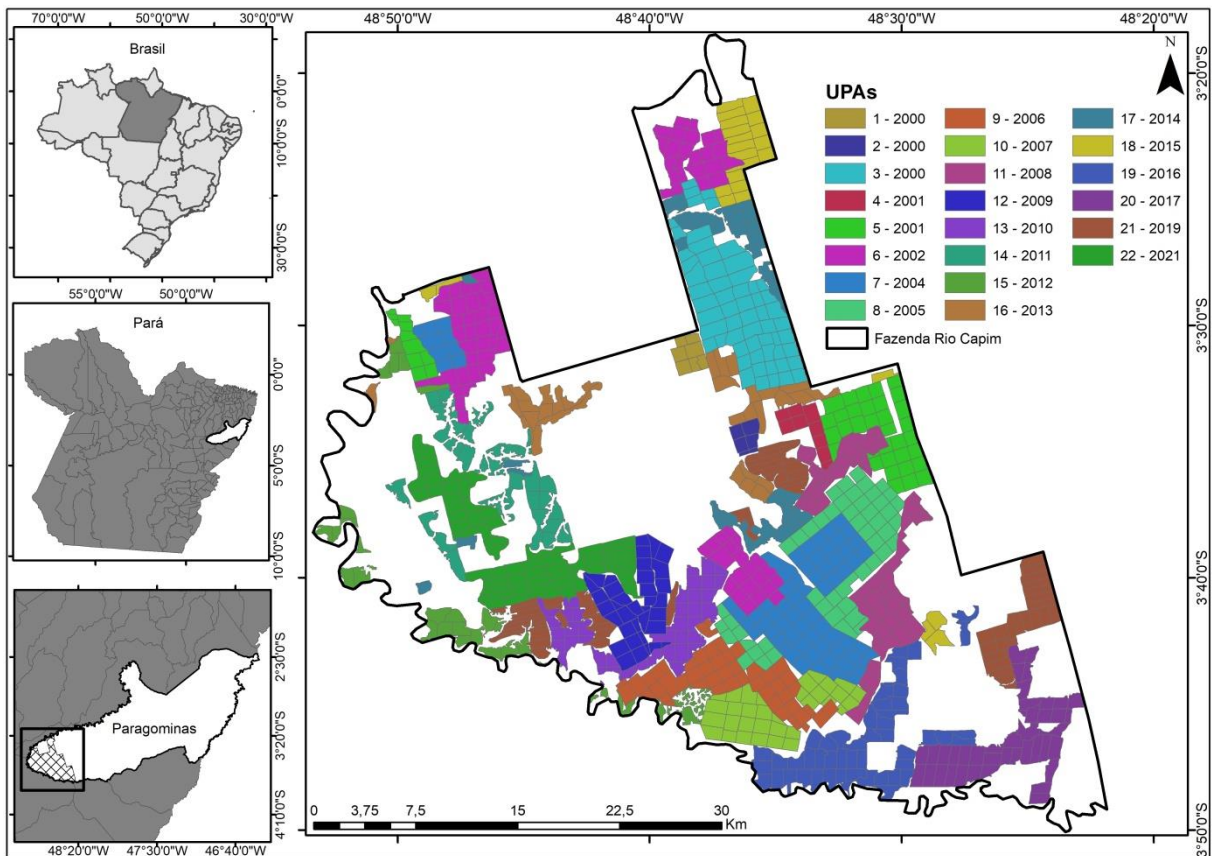
Diante deste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade de detecção das imagens obtidas pelos satélites Landsat, Sentinel e Planet em relação às áreas de extração seletiva de madeira para 22 Unidades de Produção Anual (UPAs) localizadas na Fazenda Rio Capim no município de Paragominas, no intuito de permitir a aplicabilidade de técnicas de sensoriamento remoto para avaliar os impactos florestais destas atividades. Como objetivo secundário, também foi avaliada a relação entre o tempo que é possível detectar a exploração seletiva de madeira e a resolução espacial do sensor.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Localização da Área de Estudo

A área de estudo é representada pela Fazenda Rio Capim, localizada no município de Paragominas, estado do Pará, possuindo coordenadas 03°39'28.16"S e 48°49'59.73"W e uma área total com cerca de 140.700 ha (Figura 07). Esta área é de domínio particular da empresa Cikel Brasil Verde Ltda, pertencente ao Grupo Keilla, onde parte de sua área total é destinada para a aplicação do manejo florestal que possui certificação desde 2001 do *Forest Stewardship Council* (FSC) (Sist; Ferreira, 2007).

Figura 07- Localização das 22 Unidades de Produção Anual (UPAs) na Fazenda Rio Capim e os seus respectivos anos iniciais de exploração.



As características principais destas UPAs estão relacionadas com a uniformidade na aplicação do sistema de exploração, onde cada pátio de estocagem, possui entre 1 ou 2 trilhas de arraste primários com diversas ramificações de trilhas secundárias e onde a distância máxima de arraste de toras é de 250m. A empresa utiliza técnicas de exploração de impacto reduzido que visam minimizar os danos causados por esta atividade e garantir a sustentabilidade do sistema (Sist; Ferreira, 2007; Tritsch *et al.*, 2016).

3.2.2 Base de Dados

Foram analisadas 22 Unidades de Produção Anual (UPAs) na Fazenda Rio Capim que realizaram a extração seletiva de madeira em anos diferentes, de 2000 a 2021. As informações de delimitações das UPAs e a respeito dos anos de exploração foram fornecidos pela empresa que faz a gestão da área. Além disso, foram coletados pontos de controle de 5 Unidades de Trabalho (UTs) em distintas Unidades de Produção Anual na Fazenda Rio Capim que realizaram a extração seletiva de madeira nos anos de 2004, 2007, 2017, 2019 e 2021, esse

pontos foram adquiridos em pátios de estocagem, de trilhas de arraste primárias e secundárias e de estradas secundárias, por meio de um aparelho de GPS portátil da marca Garmin 64 csx.

Além dos pontos coletado em campo, foram utilizadas imagens obtidas pelo satélite Landsat-5 sensor TM (*Thematic Mapper*) e Landsat-8 sensor OLI (*Operational Land Imager*), com 30 m de resolução espacial; imagens diárias da constelação PlanetScope com resolução espacial de 3m; e imagens Sentinel-2 sensor MSI (*MultiSpectral Instrument*), com resolução espacial de 10m. A seleção das cenas priorizou um percentual de no máximo 30% de nuvens, para permitir uma análise mais detalhada das áreas de extração seletiva de madeira e que não prejudicasse na identificação dessas áreas. Para a análise e processamento dos dados foi utilizada a plataforma baseada em nuvem *Google Earth Engine* (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017) e o *software* estatístico R versão 4.3.1 (R Core Team, 2023).

3.2.3 Identificação das Áreas de Extração Seletiva de Madeira

As análises de abertura de dossel para as UPAs da Fazenda Rio Capim foram realizadas por meio das imagens Landsat, Sentinel e Planet no intuito de identificar qual desses sensores apresentam uma maior capacidade em detectar as áreas de exploração madeireira. Inicialmente foram realizados cruzamentos com os dados de campo para seleção de amostras e identificação destas feições para o ano de 2021. A detecção das áreas de extração seletiva foi realizada primeiramente por meio do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME), o qual permitiu realizar estimativas de três componentes: as frações do solo, da vegetação e da sombra. Essas estimativas foram dadas de acordo com a resposta espectral para cada pixel puro (*endmembers*), possibilitando assim a identificação da variação das assinaturas espectrais dos alvos (Shimabukuro; Novo; Ponzoni, 1998; Hethcoat *et al.*, 2020), de acordo com a Equação 1.

$$r_i = a.veg_i + b.solo_i + c.sombra_i + e_i \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

r_i = resposta do pixel na banda i da imagem;

a, b, c = proporções respectivamente de vegetação, solo e sombra que compõe o pixel;

$veg_i, solo_i, sombra_i$ = resposta espectral do componente vegetação, solo e sombra, respectivamente;

e_i = erro pertencente à banda i (porção do espectro que não foram modeladas);

i = banda utilizada.

O MLME auxilia na diminuição da dimensão dos dados de uma imagem que apresenta n bandas, fazendo com que a mesma apresente características que permitam a realização de um novo processamento, como por exemplo, a classificação da imagem e realce dos alvos de interesse (Souza Júnior *et al.*, 2013). Quando os espectros dos alvos presentes na paisagem são conhecidos, os valores das imagens fração geradas pelo modelo apresentam-se em intervalos de 0 (pixels escuros) a 1, indicando a menor e a maior proporção do componente identificado nas imagens fração, onde a soma das frações deve ser igual a 1 (Yue *et al.*, 2019).

Com isso, os histogramas das imagens fração solo e vegetação sofreram um ajuste por meio de uma função linear para que as áreas em que ocorre a extração seletiva de madeira sejam realçadas na imagem, de acordo com a metodologia utilizada no DETEX (Equação 2).

$$C = G \frac{IS}{IV} + Off \quad \text{Eq. 2}$$

Onde:

C = Imagem resultante;

G = Valor do ganho;

IS = Imagem fração solo;

IV = Imagem fração vegetação;

Off = *Offset*.

3.2.4 Classificação das Áreas de Extração Seletiva de Madeira

A estimativa das áreas afetadas por extração seletiva para cada UPA foi realizada com a aplicação da classificação supervisionada. Para isto foi utilizado o classificador *Random Forest* (Neves *et al.*, 2021). Este método foi selecionado para classificar as Unidades de Produção Anual em duas classes de análise áreas de floresta e as áreas de abertura do dossel, processo este que foi repetido anualmente para os anos de 2000 a 2021 e para os três tipos de imagens utilizadas nesta pesquisa (Landsat, Sentinel e Planet). Como parametrização dos resultados foram utilizadas 100 árvores de decisão, para treinamento desse classificador foram coletadas amostras de duas classes, das áreas de exploração seletiva de madeira e das áreas de floresta. Foram coletadas aproximadamente 500 amostras por ano e imagem analisada. Após a coleta das amostras, a classificação passou por uma inspeção visual para remover amostras

inconsistentes. Tais processos se fazem necessários para que não haja valores de pixels discrepantes (Diniz *et al.*, 2019).

3.2.5 Estratificação das Unidades de Trabalho

Para as UTs que tiveram a coleta de dados em campo (UT 14 – UPA 7, UT 18 – UPA 10, UT 2 – UPA 20, UT 13 – UPA 21 e UT 17 – UPA 22), foi realizada uma estratificação das suas áreas totais para o ano de 2021. Para a realização da estratificação foram utilizados os limites das Unidades de Trabalho onde estas foram divididas em parcelas amostrais (segmentos regulares) de 240x240 m, em seguida, essas parcelas foram intersectadas com as informações de classificação supervisionada para cada uma das UTs. Isso possibilitou obter o percentual de floresta e área de abertura de dossel para cada segmento, no intuito de comparar as áreas por imagem de satélite.

3.3 Resultados

3.3.1 Identificação das Áreas de Exploração Seletiva de Madeira por Meio de Imagens de Sensores Orbitais

Para facilitar o entendimento e a análise comparativa entre as diferentes imagens, nas Figuras 8, Figura 9 e Figura 10 são apresentadas as imagens obtidas pelos satélites Landsat, Sentinel-2 e Planet, respectivamente. Associado a elas estão os resultados do MLME e realce das imagens, para tornar as feições mais visíveis e permitir que o processo de classificação supervisionada ocorresse de maneira mais eficiente. Essas figuras permitem observar a diferença de resolução espacial presente. Também permite verificar que a resolução espacial da imagem influencia no nível de detalhamento da identificação das diferentes feições de uma área de exploração madeireira. Além disto, possibilita observar os efeitos da aplicação do MLME e que as áreas de exploração seletiva ficam mais evidentes, mesmo assim, o ganho na visualização do evento se dá no com a aplicação do realce.

Figura 08- Identificação da abertura de dossel por meio de imagens Landsat para a UPA 20 UT 2 para 02-08-2021; a) imagem Landsat aplicada a falsa cor (composição das bandas 5, 6 e 4 em RGB); b) aplicação do MLME em composição das frações solo, vegetação e sombra em RGB; c) imagem monocromática com a fração solo; d) aplicação da função linear para aplicação de realce e pontos coletados em campo.

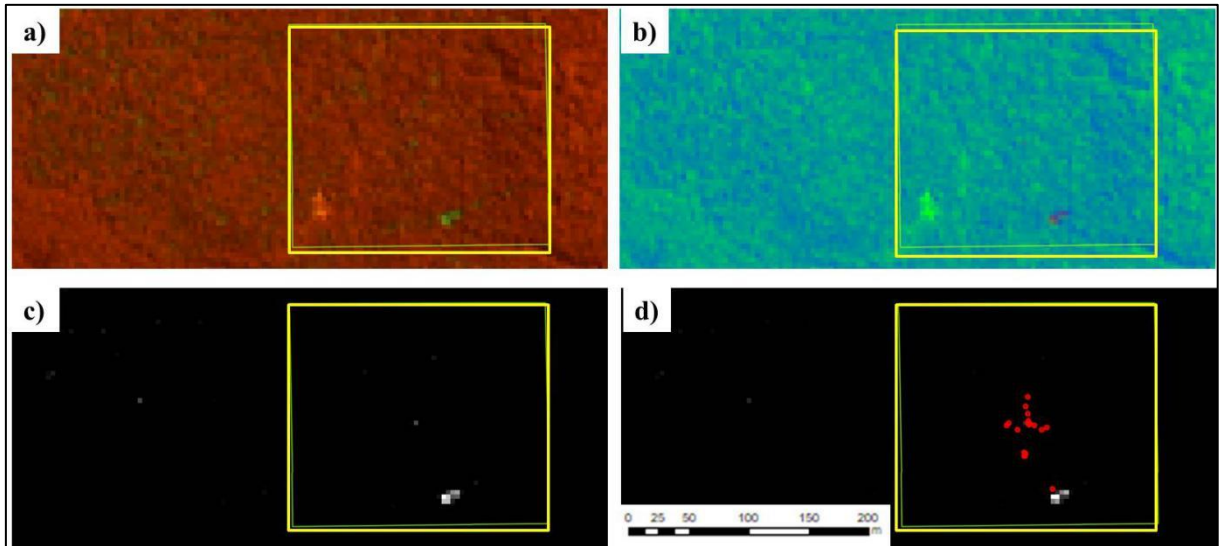


Figura 09- Identificação da abertura de dossel por meio de imagens Sentinel para a UPA 20 UT 2 para o ano de 24-07-2021; a) imagem Landsat aplicada a falsa cor (composição das bandas 8, 11 e 4 em RGB); b) aplicação do MLME em composição das frações solo, vegetação e sombra em RGB; c) imagem monocromática com a fração solo; d) aplicação da função linear para aplicação de realce e pontos coletados em campo.

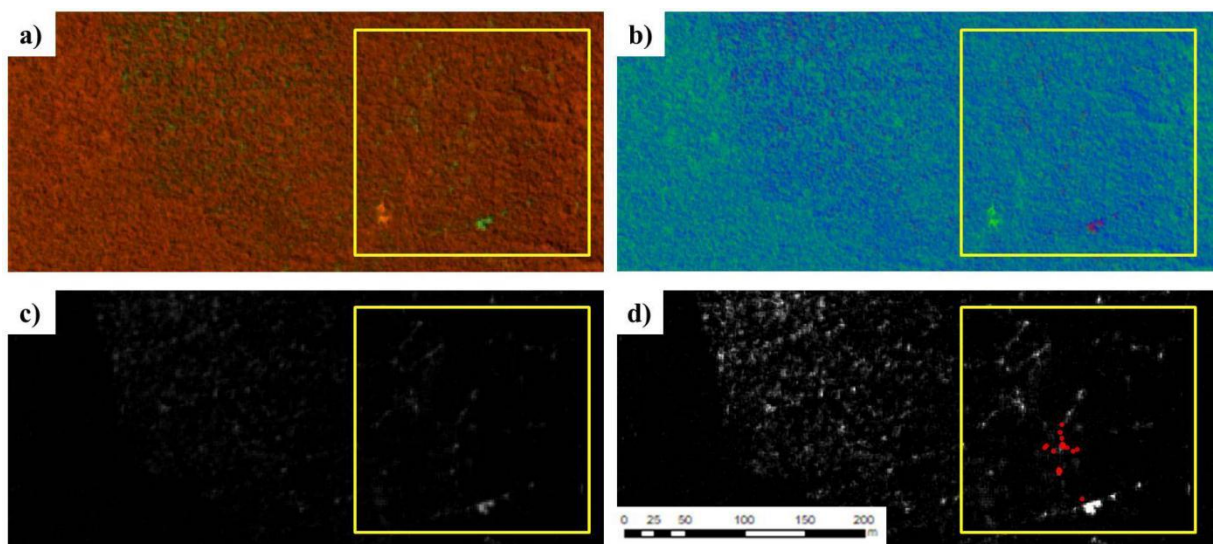
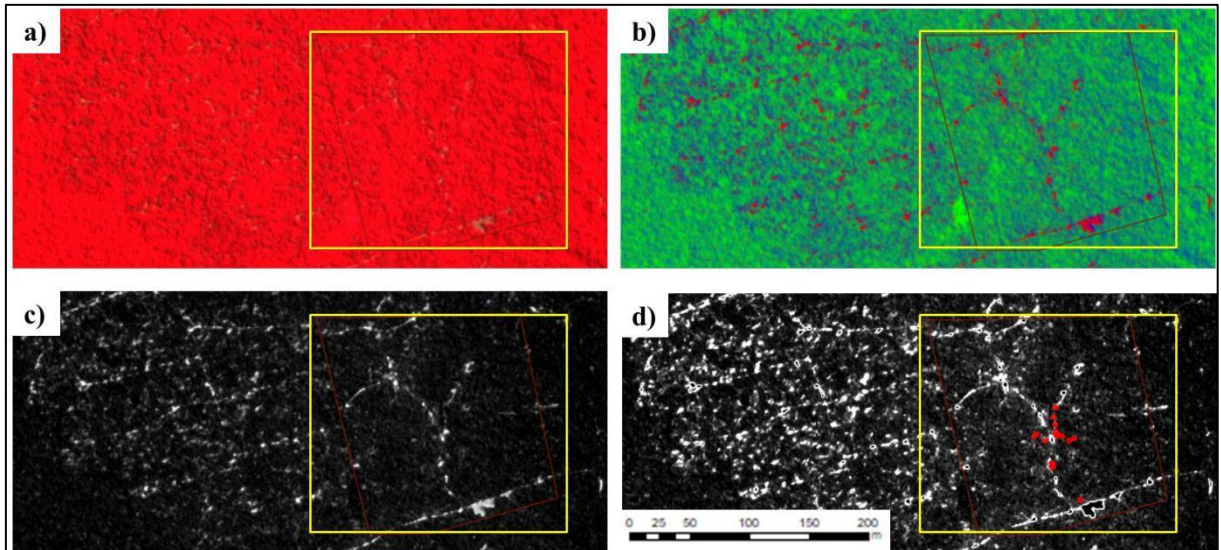


Figura 10- Identificação da abertura de dossel por meio de imagens Planet para a UPA 20 UT 2 para o ano de 20-08-2021; a) imagem Landsat aplicada a falsa cor (composição das bandas 4, 3 e 2 em RGB); b) aplicação do MLME em composição das frações solo, vegetação e sombra em RGB; c) imagem monocromática com a fração solo; d) aplicação da função linear para aplicação de realce e pontos coletados em campo.



Nas imagens obtidas pelo satélite Landsat, foi possível identificar, em sua grande maioria, os pátios de estocagem e as estradas primárias, isso se dá pelo fato de que essas feições possuem uma maior abertura de dossel e também uma maior consolidação, devido serem as áreas onde mais circulam os tratores e caminhões. Além do que a resolução espacial deste sensor é de 30 m, dificultando a identificação de outras feições que possuem abertura de dossel menor.

As imagens Sentinel possuem uma resolução espacial maior (10 m), facilitando a identificação de uma maior quantidade de feições presentes no processo de extração do que para as imagens Landsat, além de permitir também a detecção do raio de impacto que esta atividade provoca, dando uma resposta com um maior nível de detalhe para a detecção dessas áreas. O mesmo padrão acontece com as imagens Planet que também permitiram um maior detalhamento na detecção das aberturas do dossel e um maior quantitativo de área e não apenas pixels isolados.

Quando se leva em consideração a análise temporal, apesar das limitações espaciais, as imagens Landsat permitiram a identificação da detecção dos ciclos de corte por uma série temporal maior, com isso, essas imagens estão presente nas análises de todas as UPAs selecionadas para esta pesquisa (de 2000 a 2021). Já em relação aos satélites Sentinel e Planet a identificação das feições é dada por um período limitado, pois o início de imageamento se

deu em 2016, fazendo com que não haja a detecção de um ciclo completo de extração de madeira para as UPAs que tiveram o seu início de ciclo anterior a este ano.

3.3.2 Análise da Dinâmica da Extração Seletiva de Madeira nas Unidades de Produção Anual da Fazenda Rio Capim

Esta análise se baseou no grau de detectabilidade das imagens de satélite ao longo dos anos, utilizando imagens anuais que revelaram o início do ciclo de corte das UPAs selecionadas caracterizadas pela identificação da abertura de dossel e a análise das imagens ao longo dos anos com o intuito de determinar o período de detecção que as imagens foram capazes de identificar.

É importante ressaltar que os as informações geradas para o ano de 2012 foram excluídas desta análise devido ao problema e correspondente ao erro do corretor de linha de varredura do Landsat 7 que geraria um dado discrepante em relação à contabilização das áreas de abertura de dossel. Além disso, não foi possível obter imagens livres de nuvens para o ano de 2002 dentro do limiar estabelecido por essa pesquisa, fazendo com que não fosse possível a geração de resultados para este ano em questão.

As áreas de abertura de dossel foram identificadas por meio da aplicação da classificação supervisionada e definidas proporcionalmente em relação à área total das UPAs, essas informações foram extraídas e sistematizadas nas Tabela 02 e Tabela 03.

Tabela 02- Abertura de dossel para as UPAs detectadas apenas com as imagens Landsat.

UPA	Proporção da abertura de dossel por ano de análise										
	2001	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2013
1	0,0020	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	0,0014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	0,0013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	0,0031	0,0006	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	0,0037	0,0026	0,0412	0,0008	0,0023	0,0017	0,0005	-	-	-
7	-	-	0,0112	-	0,0004	0,0013	-	-	-	-	-
8	-	-	0,0018	-	0,0028	0,0040	0,0122	0,0063	-	-	-
9	-	-	0,0002	0,0049	0,0061	0,0068	0,0041	0,0094	0,0153	0,0043	0,0035
10	-	-	-	-	-	0,0309	0,0168	0,0029	0,0081	0,0004	0,0001
12	-	-	-	-	-	-	-	0,0006	0,0512	0,0015	0,0039

As UPAs presentes na tabela 02 foram analisadas exclusivamente com as imagens do satélite Landsat devido ao seu período de início de ciclo e detecção do mesmo.

Tabela 03- Abertura de dossel para as UPAs detectadas com as imagens do satélite Landsat, Sentinel e Planet.

UPA	Satélites	Proporção da abertura de dossel por ano de análise												
		2008	2009	2010	2011	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
11	Landsat	0,036	0,012	0,012	0,012	0,000	0,002	0,001	-	-	-	-	-	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,004	-	-	-	-	-
13	Landsat			0,068	0,013	0,007	0,030	0,002	0,000	-	-	-	-	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,041	0,001	-	-	-	-
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	0,000	-	-	-	-	-
14	Landsat	-	-	-	-	0,029	0,040	0,020	0,003	-	-	-	-	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,013	0,037	0,043	0,003	0,002	0,002
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	0,001	0,002	0,031	0,002	0,003	0,003
15	Landsat	-	-	-	-	0,050	0,005	0,084	0,009	0,001	0,000	-	-	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,017	0,024	0,027	-	-	-
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	0,003	0,002	0,008	0,000	-	-
16	Landsat	-	-	-	-	-	0,024	0,029	0,017	0,003	0,002	-	-	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,059	0,010	0,052	0,018	0,003	-
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,015	0,003	0,008	0,004	-
17	Landsat	-	-	-	-	-	0,027	0,059	0,015	0,002	0,005	0,002	0,000	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,134	0,008	0,097	0,001	0,003	0,002
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,018	0,001	0,001	0,000	0,000
18	Landsat	-	-	-	-	-	-	-	0,026	0,003	0,003	0,076	-	-
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	0,133	0,009	0,153	0,005	0,003	0,001
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	0,004	0,028	0,004	0,002	0,001	0,001
19	Landsat	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,001	0,114	0,007	0,001
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	-	0,069	0,154	0,018	0,009	0,005
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	-	0,005	0,006	0,005	0,007	0,003
20	Landsat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,030	0,014	0,004
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,133	0,007	0,011	0,043
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,010	0,007	0,026	0,006
21	Landsat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	0,041
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,010	0,048
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,009
22	Landsat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,031
	Sentinel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,060
	Planet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,006

As UPAs 1, 2, 3 e 5, foram as que apresentaram um menor período de detecção com o Landsat (< 3 anos). As UPAs 1, 2 e 3, as quais tiveram o seu início do ciclo de corte declarado pela empresa responsável pelo manejo dessas áreas no ano de 2000, só conseguiram ser identificadas para o ano de 2001 e todas com um percentual abaixo de 10% quando leva-se em consideração a área total da UPA. Este padrão de detecção no ano posterior ao informado pela empresa foi recorrente em algumas das análises, fato este que pode ser

explicado devido o período do ano em que se inicia a atividade, por exemplo, a maioria das imagens com um limiar de nuvens estabelecido por este trabalho concentra-se do mês de julho a setembro, mas o período de início de exploração de uma área pode se dar de Julho ao início de Dezembro, fazendo com que não fosse possível a identificação dessas áreas no ano real de abertura.

A UPA 4 que começou a ser explorada em 2001, não conseguiu ser detectada devido as condições de cobertura de nuvens dos anos 2001 e 2002 e no ano de 2003, a mesma já não apresentou nenhuma feição de abertura de dossel que pudesse ser detectável. Já a UPA 5, que teve o seu início de ciclo no mesmo ano teve sua detecção nos anos de 2001 e 2003, também com abertura inferior a 10%.

A análise para a UPA 6 foi iniciada no ano de 2003 com a primeira detecção com abertura inferior a 10% nas suas áreas detectáveis com exceção do ano de 2005, onde houve um aumento de área para que foi justificada pela presença de nuvens na imagem, mas o que nota-se é uma regressão de área até 2006, uma progressão novamente em 2007 com a abertura de uma estrada que foi detectada até o ano de 2009. No entanto, em 2008 já não se detectava outras feições a não ser esta estrada.

As aberturas de dossel para a UPA 7 iniciaram-se em 2004, ano do início do ciclo de corte onde foi possível identificar valor de 10% de abertura para este ano e uma regressão de detecção até o ano de 2007, ou seja, detectável por um período de 4 anos. Não foi possível a classificação dessa área para o ano de 2005 devido a presença de nuvens na área.

As UPAS 8 e 9 apresentam um padrão parecido onde a detecção se deu antes do início do ciclo de corte que foram em 2005 e 2006 fato este que se deu pela presença de estradas nas suas áreas e a abertura de áreas alguns anos depois após fase inicial da derrubadas das árvores. Para a UPA 8 não foi possível encontrar imagens sem nuvens para o ano de 2005, e a detecção da abertura de dossel se deu até o ano de 2009, porém em 2008 foi aberta uma nova área, justificando a progressão demonstrada nos valores. No caso da UPA 9 as novas áreas foram abertas em 2008 prolongando a detecção dessa unidade até o ano de 2013.

A UPA 10 teve uma redução progressiva de área. No ano de 2010 houve um leve aumento dos valores devido a influência de algumas nuvens presentes na imagem.

A partir da unidade 11, com exceção da UPA 12, as áreas já começam a ser detectadas por meio das outras imagens de satélite. Para esta UPA foi houve uma regressão de área de 2008 a 2015 detectável pelo satélite Landsat, além de conseguir ser detectada também pelo satélite Sentinel para o ano de 2016.

Já para a UPA 12 houve um aumento significativo de 2009 para 2010 devido que no primeiro ano detectou-se a fase inicial da exploração e no segundo ano já haviam outras áreas abertas.

Na UPA 13, já houve uma regressão das áreas com exceção do ano de 2014 para o Landsat e 2016 para o Sentinel, ambos com a influência da presença de nuvens. Caso este que também acontece na UPA 14 no ano de 2018 para as imagens Sentinel e Planet.

Para a UPA 15, com as imagens Landsat houve uma regressão de áreas no tempo com exceção do ano de 2015 onde tiveram interferências de nuvens. O mesmo padrão ocorreu para as imagens Sentinel para os anos de 2017 e 2018. Na UPA 16 também teve influência na contagem de área para o ano de 2018 para o Sentinel.

A detecção da UPA 17 começou em 2014, ano de início do seu ciclo de corte, e também teve uma regressão se área consistente para os três tipos de imagens analisadas, sendo que no ano de 2016 e 2018, houve a influência de nuvens na contagem de áreas para as imagens Sentinel.

Nas UPA 18 a detecção se deu um ano após o início do ciclo pelas três imagens analisadas até o ano de 2019, e para o Sentinel e Planet até o ano de 2021. A presença de nuvens influenciou nos valores 2019 para Landsat e 2016 e 2018 para Sentinel. Mesma situação se repete com a UPA 19. Detecção no segundo ano após a retirada das árvores e influência de nuvens para os anos de 2019 para Landsat e 2018 para Sentinel.

A UPA 20 foi detectada no ano de 2018 apenas pelas imagens dos satélites Sentinel e Planet, sendo detectada apenas para o ano de 2019 com o Landsat. Já para a UPA 21 a abertura de dossel foi identificada nos anos de 2020 e 2021 por todos os três tipos de imagens e sem influência de nuvens.

Por fim, para a UPA 22, foi possível detectar as aberturas de dossel para o ano onde iniciou-se o ciclo de corte, porém é importante destacar que nem todas as UTs haviam sido exploradas no mês de captura das imagens analisadas, fazendo com que os valores apresentados levem em consideração apenas unidades já exploradas.

As imagens Sentinel e Planet se mostraram eficientes na detecção de áreas de exploração de 7 a 9 anos após o início do ciclo de corte, onde os mesmos conseguiram detectar essas áreas com um maior nível de detalhe. Já as imagens Landsat, permitiram a detecção de áreas de 1 a 6 anos em média. A existência de nuvens influenciaram alguns dos valores apresentados nesta pesquisa, porém esses dados foram mantidos nesta análise com o intuito de identificar a detecção da abertura de dossel ocasionada pela extração seletiva de madeira e a temporalidade desta atividade para as unidades analisadas.

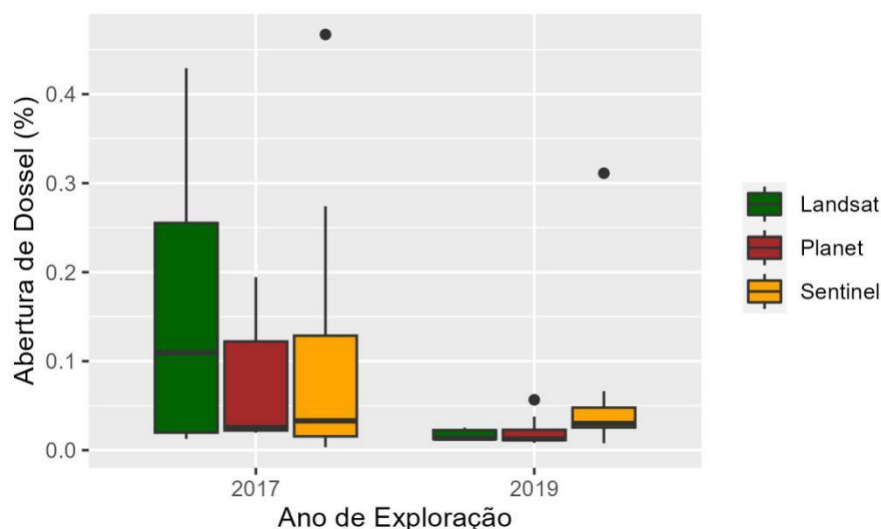
Pode-se dizer então, que o grau de impacto da abertura de dossel detectável pelas imagens dos diferentes satélites utilizados nesta pesquisa é menor que 20% da área total das UPAs. Porém, é importante destacar que essa pesquisa leva em consideração apenas a abertura de dossel e não outros impactos como, a perda de biodiversidade, a alteração do microclima, a compactação do solo, entre outros danos.

3.3.3 Detecção da Abertura de Dossel nas Unidades de Trabalho Seleccionadas

Exploramos os resultados com mais detalhes em 5 UTs para 2021, onde foram obtidos os dados de campo sobre a exploração seletiva neste mesmo ano. Primeiro, duas UTs exploradas seletivamente em 2004 e 2007 (UTs 14 e 18 respectivamente pertencentes as UPAs 7 e 10) mostraram que, após 13 anos de exploração, não foi possível detectar as aberturas de dossel e os impactos causados pela extração madeireira por meio de nenhuma das imagens seleccionadas para este trabalho. Este padrão reforça as limitações de detecção dessa metodologia de análise por um período mais longo.

Na sequência, foram feitas as análises em outras duas UTs (UTs 2 e 13 respectivamente pertencentes as UPAs 20 e 21) com explorações mais recentes (< 4 anos). Esse resultado mostrou a capacidade de detecção da abertura de dossel por meio das imagens dos satélites Landsat, Sentinel e Planet para essas áreas nesse período (Figura 11).

Figura 11- Capacidade de detecção das áreas de exploração por meio das imagens orbitais dos satélites Landsat, Sentinel e Planet para as UTs exploradas a menos de 4 anos.



Nesta análise foi possível perceber que houve a detecção dessas áreas por todas as imagens utilizadas neste trabalho. Para a UT explorada no ano de 2017 notou-se que as áreas

de abertura eram maiores em comparação as áreas detectadas no ano de 2019, motivo este que pode ser explicado pela presença de uma estrada primária, área mais consolidada, no limite da UT 2. Para este ano também foi observado que o sensor que conseguiu capturar um quantitativo maior dessas áreas foi o Landsat seguido do Sentinel e Planet. Já para o ano de 2019, o Sentinel se mostrou mais sensível à detecção das áreas de abertura de dossel do que os sensores do Landsat e Planet que se mostraram similares na análise para esse ano.

Além dessas unidades apresentadas, também foram coletadas informações da UT 17 da UPA 22 a qual começou a ser explorada no mês de novembro do ano de 2021, porém não foi possível encontrar imagens sem nuvens que permitissem a detecção de exploração para nenhum dos satélites, fazendo com que não houvesse esse tipo de análise para a mesma.

3.4 Discussão

As imagens Landsat, Sentinel e Planet juntamente com a aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral e realce foram eficientes na detecção dos impactos causados na abertura de dossel ocasionados pela extração seletiva de madeira, assim como demonstrado nos trabalhos de Castillo e colaboradores (2022) e Tritsch e colaboradores (2016) que utilizaram Sentinel e Landsat em suas pesquisas para a detecção de áreas de extração seletiva de madeira na mesma área de influência da Fazenda Rio Capim. Mesmo que a estrutura, processos e planejamento da exploração seletiva de madeira sejam realizados no intuito de minimizar os impactos em relação à estrutura florestal, é possível evidenciar esta atividade por meio de imagens de satélite (Moraes *et al.*, 2016).

Apesar da detecção pelos três sensores, observou-se que para uma análise multitemporal, as imagens Sentinel se mostraram mais eficientes na detecção da área de impacto comparadas aos outros demais, até mesmo em relação ao Planet que possui resolução espacial maior. Isto pode ser justificado devido o quantitativo de bandas que estas imagens possuem onde as imagens Planet apresentam as bandas no espectro do visível e apenas uma banda no infravermelho; já o Sentinel possui as bandas já citadas, Red Edge e SWIR, que permitem destacar as frações do solo, vegetação e água quando combinadas com as bandas no espectro do visível e infravermelho (Varghese *et al.*, 2021).

O método de classificação supervisionada utilizando o *Random Forest* foi eficiente na identificação das áreas de abertura de dossel e de floresta, pois é um classificador muito difundido na avaliação das áreas de atividades madeireiras, como observado nas análises realizadas por Dal'Agnol e colaboradores (2019) e Hethcoat e colaboradores (2020), mesmo que em algumas imagens apresenta se nuvens terem interferido na classificação das áreas de

abertura de dossel e influenciando na contagem das mesmas, o objetivo de identificar o período de detecção das UPAs localizadas na Fazenda Rio Capim foi cumprido.

Sabe-se que os sinais iniciais de danos florestais os quais são detectáveis pelas imagens ópticas, por meio da resposta espectral do solo, correspondendo às trilhas de arraste de madeira, pátios de estocagem, estradas primárias e secundárias, além das clareiras abertas pelas árvores cortadas, desaparecem em pouco tempo na região dos trópicos, principalmente devido ao rápido crescimento da vegetação secundária para dar início ao processo sucessional e a reorganização do dossel em relação à direção da luz solar (Miettinen *et al.*, 2014). Em outras palavras, quanto maior o tempo desde o início do ciclo de corte de madeira, maior será o potencial da floresta para naturalmente reduzir a abertura do dossel e iniciar o processo de regeneração florestal (Okuda *et al.*, 2019).

Apesar de a análise de abertura do dossel ser determinada por meio da intensidade e tipo de dano causado à floresta, a mesma varia também de acordo com o ecossistema. Para Almeida e colaboradores (2020), existem diferentes fatores que contribuem para a melhor detecção dessas áreas por imagens de satélite que vão além de apenas a abertura de dossel, como por exemplo, o período sazonal o qual a imagem foi analisada, se no período seco ou chuvoso, o tipo de floresta presente no local de análise devido a sua densidade e altura, e o tipo de solo, características essas que também influenciam no processo de regeneração da vegetação.

As UPAs analisadas apresentaram um grau de impacto relacionado as aberturas de dossel inferior a 20% levando em consideração as áreas totais das mesmas. Putz e colaboradores (2019) indicam que os percentuais de área de distúrbios ocasionados pela extração seletiva de madeira em Unidades de Produção Anual variam na faixa de 25% a 50%, mostrando que os valores encontrados na pesquisa estão dentro de um limite viável.

Os dados apresentados no tópico 3.3.3 corroboram com os resultados do capítulo 2 deste trabalho, onde nota-se a importância da validação dos dados em campo, sendo que para as UTs exploradas nos anos de 2004 e 2007 percebe-se que as aberturas de dossel das mesmas já não são detectadas para o ano de 2021 com a análise de imagens de satélite, porém, foi possível identificar esses impactos utilizando as imagens hemisféricas. Kuusk e colaboradores (2018) afirmam a relevância na comparação de mais de um método de análise para a detecção de abertura de dossel, pois permite a comparação de estimativas no ambiente florestal, demonstrando a similaridade ou diferenças nas metodologias utilizadas.

O monitoramento de áreas de exploração madeireira é de fundamental importância, para entender a dinâmica desta atividade no bioma Amazônia. Nesse sentido, a detecção do

nível de abertura do dossel identificado nesta pesquisa pode servir como suporte para estudos destinados a identificar perturbações causadas pelas atividades de exploração seletiva de madeira, uma atividade que expõe áreas florestais a uma maior exposição à luz solar, exposição do solo, alteração da estrutura e funcionamento da floresta, mudanças no microclima da unidade explorada, entre outros impactos que poderão ser complementados com a aplicação de outras metodologias de análise (Espírito-Santo *et al.*, 2014).

3.5 Conclusão

As imagens de satélite utilizadas nesta pesquisa, em conjunto com a aplicação das metodologias de destaque das feições nas áreas das Unidades de Produção Anual permitiram uma classificação detalhada das áreas de abertura de dossel ao longo dos anos contribuindo para a identificação do período de detecção das unidades analisadas. As imagens Landsat permitiram a identificação de áreas com uma abertura maior de dossel, como os pátios de estocagem e estradas, já os satélites Sentinel e Planet, se mostraram mais eficientes na detecção de um raio maior de impacto considerando outras feições, como as clareiras e trilhas de arraste.

O grau de impacto ocasionado pelas atividades madeireiras para as áreas totais das UPAs exploradas na Fazenda Rio Capim foi avaliado como baixo, levando em consideração apenas a abertura de dossel, pois para todos os anos e independente do tipo de imagem utilizada, os valores foram inferiores a 20% das mesmas.

Apesar da detecção das feições de abertura de dossel das atividades madeireiras de impacto reduzido por meio destas imagens de satélite tenham se mostrado eficientes, a mesma se limita a um período inferior a 10 anos após o início do ciclo de corte. Nesse contexto, recomenda-se que estudos que visem analisar o grau de impacto desta atividade em outros aspectos e por um período mais longo, utilizem metodologias mais específicas.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, B. N.; SANTOS, R. M.; MOREL, J. D.; PEREIRA, D. G. S. Variações espaço-temporais na abertura do dossel em diferentes tipologias vegetais sob efeito de fogo. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 632-643, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509822856>.
- ANTROPOV, O.; RAUSTE, Y.; SEIFERT, F. M.; HAME, T. Selective logging of tropical forests observed using L- and C-band SAR satellite data. **International Geoscience and Remote Sensing Symposium**, v. 1, n. 1, p. 3870–3873, 2015. DOI 10.1109/IGARSS.2015.7326669.

ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA, R.; ZWEEDE, J. C. Remote sensing of selective logging in Amazonia: Assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 3, p. 483–496, 2002. DOI 10.1016/S0034-4257(01)00326-1.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Produção da extração vegetal e da silvicultura**. Brasília/DF, 2019. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2018_v33_informativo.pdf. Acesso em: 14 de Junho de 2020.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro (SFB). **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receitas e mercados**. Belém/PA: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/miolo_resexec_polo_03_9_5_1.pdf. Acesso em: 20 de Fevereiro de 2020.

BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L.; ASNER, G. P.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; CHAMBERS, J.; COSTA, M. H.; FANIN, T.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, J.; KELLER, M.; MAGNUSSON, W. E.; MORALES-BARQUERO, L.; MORTON, D.; OMETTO, J. P. H. B.; VIEIRA, I. C. G. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 92–109, 2016. DOI 10.1111/gcb.13087.

CASTILLO, G. V. B.; FREITAS, L. J. M.de; CORDEIRO, V. A.; ORELLANA, J. B. P.; REATEGUI-BETANCOURT, J. L.; NAGY, L.; MATRICARDI, E. A. T. Assessment of selective logging impacts using UAV, Landsat, and Sentinel data in the Brazilian Amazon rainforest. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 16, n. 1, p. 014526-014526, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1117/1.JRS.16.014526>.

DAL'AGNOL, R.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; GALVÃO, L. S.; WAGNER, F. H.; LOCKS, C. J.; ARAGÃO, L. E. Quantifying canopy tree loss and gap recovery in tropical forests under low-intensity logging using VHR satellite imagery and airborne LiDAR. **Remote sensing**, v. 11, n. 7, p. 817, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11070817>.

DINIZ, C. G.; ALMEIDA SOUZA, A. A.; SANTOS, D. C.; DIAS, M. C.; LUZ, N. C.; MORAES, D. R. V.; ADAMI, M. DETER-B: The new Amazon near real-time deforestation detection system. **IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing**, v. 8, n. 7, p. 3619-3628, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2437075>.

DINIZ, C.; CORTINHAS, L.; NERINO, G.; RODRIGUES, J.; SADECK, L.; ADAMI, M.; SOUZA-FILHO, P.W.M. Brazilian mangrove status: three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 2-19, 2019. DOI <https://doi.org/10.3390/rs11070808>.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; KELLER, M. M.; LINDER, E.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; PEREIRA, C.; OLIVEIRA, C. G. Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots, **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 2, p. 305-318, 2014. DOI: 10.1080/17550874.2013.795629.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017. DOI 10.1016/j.rse.2017.06.031.

GRECCHI, R. C.; BEUCHLE, R.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAI, E.; SIMONETTI, D.; ACHARD, F. An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 61, n. 1, p. 70–80, 2017. DOI 10.1016/j.jag.2017.05.001.

HETHCOAT, M. G.; EDWARDS, D. P.; CARREIRAS, J. M. B.; BRYANT, R. G.; FRANÇA, F. M.; QUEGAN, S. A machine learning approach to map tropical selective logging. **Remote Sensing of Environment**, v. 221, n. 4, p. 569–582, 2019. DOI 10.1016/j.rse.2018.11.044.

HETHCOAT, M. G.; CARREIRAS, J. M. B.; EDWARDS, D. P.; BRYANT, R. G.; PERES, C. A.; QUEGAN, S. Mapping pervasive selective logging in the south-west Brazilian Amazon 2000-2019. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 9, 2020. DOI 10.1088/1748-9326/aba3a4.

KUUSK, A.; PISEK, J.; LANG, M.; MÄRDLA, S. Estimation of Gap Fraction and Foliage Clumping in Forest Canopies. **Remote Sensing**, v.10, n. 7, p. 2-17, 2018. DOI <https://doi.org/10.3390/rs10071153>.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COCHRANE, M. A.; PEDLOWSKI, M.; CHOMENTOWSKI, W. Multi-temporal assessment of selective logging in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 1, p. 63–82, 2007. DOI 10.1080/01431160600763014.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020. DOI 10.1126/science.abb3021.

MELENDY, L.; HAGEN, S. C.; SULLIVAN, F. B.; PEARSON, T. R. H.; WALKER, S. M.; ELLIS, P.; KUSTIYO; SAMBODO, A. K.; ROSWINTIARTI, O.; HANSON, M. A.; KLASSEN, A. W.; PALACE, M. W.; BRASWELL, B. H.; DELGADO, G. M. Automated method for measuring the extent of selective logging damage with airborne LiDAR data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 139, p. 228–240, 2018. DOI 10.1016/j.isprsjprs.2018.02.022

MIETTINEN, J.; STIBIG, H.; ACHARD, F. Remote sensing of forest degradation in Southeast Asia - Aiming for a regional view through 5-30 m satellite data. **Global Ecology and Conservation**, v. 2, p. 24–36, 2014. DOI <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.07.007>.

MORAES, I. S.; LIMA, A. M. M.; ADAMI, M.; ANDRADE, M. T. V. S. Monitoramento da abertura de dossel a partir de fotografias hemisféricas com NDVI e MLME em área de concessão florestal: Mamuru-arapiuns/PA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 7, p. 1303–1315, 2016.

NEVES, P. B. T.; BLANCO, C. J. C.; DUARTE, A. A. A. M.; NEVES, F. B. S.; NEVES, I. B. S.; SANTOS, M. H. D. P. Amazon rainforest deforestation influenced by clandestine and regular roadway network. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105510, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105510>.

OKUDA, T.; YAMADA, T.; HOSAKA, T.; MIYASAKU, N.; HASHIM, M., LAU, A. M. S.; GUAN VIU, L. Canopy height recovery after selective logging in a lowland tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 442, n. 1, p. 117-123, 2019. DOI 10.1016/j.foreco.2019.03.045.

OLOFSSON, P.; FOODY, G. M.; HEROLD, M.; STEHMAN, S. V.; WOODCOCK, C. E.; WULDER, M. A. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. **Remote sensing of Environment**, v. 148, p. 42-57, 2014.

PINAGÉ, E. R.; KELLER, M.; DUFFY, P.; LONGO, M.; SANTOS, M. N.; MORTON, D. C. Long-Term Impacts of Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 709, 2019. DOI 10.3390/rs11060709.

PUTZ, F. E.; BAKER, T.; GRISCOM, B. W.; GOPALAKRISHNA, T.; ROOPSIND, A.; UMUNAY, P. M.; ELLIS, P. W. Intact forest in selective logging landscapes in the tropics. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 2, n. 30, p. 1-10, 2019.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

SCHIELEIN, J.; BÖRNER, J. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 76, n. 5, p. 81–94, 2018. DOI 10.1016/j.landusepol.2018.04.052.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 243, n. 3, 199-209, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.014>.

SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E. M.; PONZONI, F. J. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. Especial, p. 1729–1737, 1998.

SOUZA JÚNIOR, C. M.; ROBERTS, D. A.; COCHRANE, M. A. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, v. 98, n. 2–3, p. 329–343, 2005. DOI 10.1016/j.rse.2005.07.013.

SOUZA JÚNIOR, C. M.; SIQUEIRA, J. V.; SALES, M. H.; FONSECA, A. V.; RIBEIRO, J. G.; NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P.; ROBERTS, D. A.; BARLOW, J. Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the brazilian amazon. **Remote Sensing**, v. 5, n. 11, p. 5493–5513, 2013. DOI 10.3390/rs5115493.

STONE, T. A.; LEFEBVRE, P. Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in para, brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 13, p. 2517–2526, 1998. DOI 10.1080/014311698214604.

TRITSCH, I.; SIST, P.; NARVAES, I. D. S.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; BOURGOIN, C.; GOND, V. Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. **Forests**, v. 7, n. 12, p. 315, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/f7120315>.

VARGHESE, D.; RADULOVIĆ, M.; STOJKOVIĆ, S.; CRNOJEVIĆ, V. Reviewing the potential of Sentinel-2 in assessing the drought. **Remote sensing**, v. 13, n. 17, p. 3355, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13173355>.

YUE, J.; TIAN, Q.; TANG, S.; XU, K.; ZHOU, C. A dynamic soil endmember spectrum selection approach for soil and crop residue linear spectral unmixing analysis. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, n. 11, p. 306–317, 2019. DOI 10.1016/j.jag.2019.02.001.

CAPÍTULO 4 CONCLUSÃO GERAL

4.1 Principais Resultados

Este estudo forneceu a primeira avaliação temporal da abertura do dossel em atividades de exploração seletiva de madeira usando fotografias hemisféricas na Fazenda Rio Capim e apresenta a dinâmica de fechamento do dossel ao longo dos anos em diferentes unidades de exploração.

Nesta pesquisa foi possível identificar as feições que mais proporcionam distúrbios nas áreas de exploração seletiva de madeira, as quais foram os pátios de estocagem que possuem uma área de abertura de dossel maior do que as outras feições analisadas, além de contribuir também para o sucesso na detecção de áreas de exploração florestal por meio de imagens de satélite que possuem menores resoluções espaciais, como é o caso das imagens Landsat.

Identificou-se também que as imagens Sentinel e Planet, por possuir uma maior resolução espacial, permitem a identificação dos distúrbios causados pelas atividades de exploração florestal por um período maior, além de conseguirem detectar outras feições analisadas de forma mais clara nos anos iniciais da exploração, como é o caso das estradas secundárias e trilhas de arraste.

Foi possível identificar o período de detectabilidade das imagens de satélite ao longo dos anos, utilizando imagens anuais onde as imagens Landsat identificou as áreas em um intervalo de 1 a 6 anos e as imagens Sentinel e Planet permitiram a identificação entre 7 e 9 anos. Além de identificar o grau de impacto causado pela abertura de dossel que se manteve inferior a 20% em relação à área total das UPAs avaliadas.

4.2 Impactos e Implicações

Os resultados apresentados neste estudo permitirão que as instituições competentes e empresas de gerenciamento de áreas de extração seletiva de madeira percebam a importância no monitoramento das áreas exploradas para a ocorrência eficiente dos processos de regeneração florestal e garantia de renovação dos ciclos de extração nas áreas que já passaram por este processo. Também possibilitará que estes resultados possam contribuir para a elaboração e adaptação de metodologias capazes de fazer o monitoramento de áreas exploradas de forma automatizada ou de maneira mais rápida, visto a eficiência de detecção dessas áreas ser mais eficiente em imagens orbitais de menor resolução espacial.

Além desses aspectos, contribui para o aporte científico na temática das ciências ambientais e levanta a importância de aplicar diferentes metodologias de monitoramento de áreas na floresta Amazônica.

4.3 Recomendações para Pesquisas Futuras

O estudo foi eficiente ao cumprir com os objetivos propostos, porém, no meio científico sempre existe a possibilidade de aprimoramento de metodologias e técnicas, principalmente quando se trata de estudos realizados no bioma Amazônia e voltados ao sensoriamento remoto e geoprocessamento. Em relação ao capítulo 2, pode-se apresentar a utilização de fotografias hemisféricas com outro conjunto de metodologias para a detecção da abertura de dossel, além verificar a eficiência e viabilidade na proposição de um monitoramento anual utilizando essa metodologia para o monitoramento anual das áreas a serem analisadas. Para o capítulo 3, propõe-se a expansão das análises de detecção das áreas de extração seletiva de madeira para outras áreas do bioma Amazônia ou outros biomas, analisando não apenas áreas de extração seletivas de empresas privadas, mas também extrapolar para as áreas públicas. Esta pesquisa, como um todo, também comporta que o método permita fazer uma avaliação mais complexa em relação às áreas de extração seletiva de madeira, como por exemplo, o monitoramento de áreas de extração seletiva de madeira e a mudança de uso do solo nessas áreas.

4.4 Considerações Finais

Este estudo demonstrou a possibilidade de detectar os efeitos da extração seletiva de madeira ao longo dos anos por meio de duas metodologias complementares, através das análises de fotografias hemisféricas e por meio das imagens orbitais.

A análise de fotografias hemisféricas permitiram identificar os distúrbios presentes nas áreas selecionadas para a pesquisa mesmo após 17 anos do início do primeiro ciclo de corte. Já para as análises realizadas por meio das imagens orbitais, esse período cai quase pela metade, tendo um período de até 9 anos de detecção.

Apesar dos resultados obtidos nas análises realizadas com as fotografias hemisféricas serem satisfatórios, é importante frisar que o uso deste método para a detecção de abertura do dossel apresenta algumas limitações, como por exemplo, as relacionadas a condições climáticas, como nuvens, sombras e exposição intensa da luz solar, que podem afetar a qualidade e a consistência das imagens. Além disso, a técnica não permite uma discriminação direta entre abertura do dossel causada por atividades humanas e abertura natural do dossel

causada por eventos naturais, como a queda de árvores ou distúrbios naturais, além de necessitar de um processo logístico mais detalhado e trabalhoso.

Fator este que também é identificado na análise das imagens orbitais, pois estas também apresentam limitações temporais, em alguns casos, disponibilidade de dados, presença de um quantitativo de nuvens que impeçam a detecção de feições além do risco de problemas de imageamento.

De maneira geral, foi possível determinar a eficiência no processo de recuperação da Floresta Rio Capim ao longo dos anos e em ambas as análises, tendo como o ano de exploração diretamente relacionado ao processo de fechamento do dossel.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. A. D.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTURIERI, A.; DINIZ, C. G.; GOMES, A. R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v. 46, p. 291-302, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201505504>.
- AMARAL, D. F.; DE SOUZA FERREIRA FILHO, J. B.; CHAGAS, A. L. S.; ADAMI, M. Expansion of soybean farming into deforested areas in the amazon biome: The role and impact of the soy moratorium. **Sustainability Science**, v. 16, n. 4, p. 1295-1312, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11625-021-00942-x>.
- AMIGO, I. The Amazon's Fragile Future. **Nature**, v. 578, n. 2, p. 505–507, 2020.
- ANDRADE, D. F. C.; RUSCHEL, A. R.; SCHWARTZ, G.; CARVALHO, J. O. P.; HUMPHRIES, S.; GAMA, J. R. V. Forest resilience to fire in eastern Amazon depends on the intensity of pre-fire disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 472, n. 6, p. 1-10, 2020. DOI 10.1016/j.foreco.2020.118258.
- ANTROPOV, O.; RAUSTE, Y.; SEIFERT, F. M.; HAME, T. Selective logging of tropical forests observed using L- and C-band SAR satellite data. **International Geoscience and Remote Sensing Symposium**, v. 1, n. 1, p. 3870–3873, 2015. DOI 10.1109/IGARSS.2015.7326669.
- AREVALO, B.; VALLADAREZ, J.; MUSCHAMP, S.; KAY, E.; FINKRAL, A.; ROOPSIND, A.; PUTZ, F. E. Effects of reduced-impact selective logging on palm regeneration in Belize. **Forest Ecology and Management**, v. 369, p. 155–160, 2016. DOI 10.1016/j.foreco.2016.03.040.
- ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA, R.; ZWEEDE, J. C. Remote sensing of selective logging in Amazonia: Assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 3, p. 483–496, 2002. DOI 10.1016/S0034-4257(01)00326-1.
- ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA, R.; ZWEEDE, J. C.; SILVA, J. N. M. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: Field and satellite studies. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 280–298, 2004. DOI 10.1890/01-6019.
- ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M.; SILVA, J. N. Ecology: Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005. DOI 10.1126/science.1118051.
- ASNER, G. P.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; SILVA, J. M. M. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 34, p. 12947–12950, 2006. DOI 10.1073/pnas.0604093103.
- ASNER, G. P.; KELLER, M.; LENTINI, M.; MERRY, F.; SOUZA, C. Selective logging and its relation to deforestation. **Geophysical Monograph Series**, v. 186, p. 25–41, 2009. DOI 10.1029/2008GM000723.

ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C.; PESSOA, P.; ROCHA, R. Property-level assessment of change in forest clearing patterns: The need for tailoring policy in the Amazon. **Land Use Policy**, v. 66, n. 1, p. 18–27, 2017. DOI 10.1016/j.landusepol.2017.04.022.

BONGERS, F.; CHAZDON, R.; POORTER, L.; CLAROS, M. P. Promises and perils for the panda Postdocs reimaged : Last call secondary forests Naming diseases : First do no harm. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 642, 2015. DOI 10.1126/science.348.6235.642-c.

BÖRNER, J.; WUNDER, S.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S.; HYMAN, G.; NASCIMENTO, N. Forest law enforcement in the Brazilian Amazon: Costs and income effects. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 294–305, 2014. DOI 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.021.

BRANCALION, P. H. S.; ALMEIDA, D. R. A.; VIDAL, E.; MOLIN, P. G.; SONTAG, V. E.; SOUZA, S. E. X. F.; SCHULZE, M. D. Fake legal logging in the brazilian amazon. **Science Advances**, v. 4, n. 8, p. 1–8, 2018. DOI 10.1126/sciadv.aat1192.

BRANDT, J. S.; NOLTE, C.; AGRAWAL, A. Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy. **Land Use Policy**, v. 52, n. 1, p. 15–22, 2016. DOI 10.1016/j.landusepol.2015.11.028.

BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) **Nota técnica sobre queimadas, desmatamentos e imóveis rurais no bioma Amazônia** Campinas/SP, 2019a. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1124022/1/5310.pdf> f. Acesso em: 23 de Agosto de 2020.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Mapas de biomas do Brasil**. Brasília/DF, 2004. Disponível em: <https://brasilemsintese.ibge.gov.br/territorio.html>. Acesso em: 23 de Janeiro de 2020.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Produção da extração vegetal e da silvicultura**. Brasília/DF, 2019b. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2018_v33_informativo.pdf. Acesso em: 14 de Junho de 2020.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Amazônia e outros biomas**. Brasília/DF, 2020b. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/capa-amazonia-outros-biomas>. Acesso em: 14 de Junho de 2020.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Estimativa de desmatamento por corte raso na Amazônia Legal para 2021 é de 13.235 Km²**. São José/SP, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/inpe/pt-br/assuntos/ultimas-noticias/divulgacao-de-dados-prodes.pdf> f. Acesso em: 15 de Março de 2022.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Programa de Monitoramento da Amazônia e demais biomas. Desmatamento – Amazônia Legal**. São José/SP, 2023. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/amazon/increments>. Acesso em: 23 de Junho de 2023.

BRASIL. **Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 5**, de 11 de Dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União, 13 de Dezembro de 2006. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/pnf/_arquivos/in_%20mma%2005-06.pdf. Acesso em: 01 de Setembro de 2020.

BRASIL. **Lei nº 11.284**, de 02 de Março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro - SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal - FNDF; altera as Leis nºs 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União, 03 de Março de 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11284.htm. Acesso em: 01 de Setembro de 2020.

BRASIL. **Lei nº 12.651**, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União, 28 de Maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 01 de Setembro de 2020.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº406**, de 02 de Fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Publicado no Diário Oficial da União. 06 de Fevereiro de 2009. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=597>. Acesso em: 04 de Maio de 2020.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro (SFB). **A atividade madeireira na Amazônia brasileira**: produção, receitas e mercados. Belém/PA: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/miolo_resexec_polo_03_95_1.pdf. Acesso em: 20 de Fevereiro de 2020.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro (SFB). **Plano anual de outorga florestal**. Brasília/DF, 2020a. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-consulta-publica-paof/4459-versao-previa-paof-2021-02junho2020/file>. Acesso em 20 de Julho de 2020.

BROADBENT, E. N.; ASNER, G. P.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; OLIVEIRA, P. J. C.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1745–1757, 2008. DOI 10.1016/j.biocon.2008.04.024.

- BULFE, N. M. L.; GALVÃO, F.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MAC DONAGH, P. Efeitos da exploração convencional e de impacto reduzido em uma floresta estacional semidecidual na província de Misiones, nordeste da Argentina. **Floresta**, v. 39, n. 2, p. 365–379, 2009. DOI 10.5380/rf.v39i2.14563.
- BULLOCK, E. L.; WOODCOCK, C. E.; OLOFSSON, P. Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 238, n. 4, p. 1–16, 2020. DOI 10.1016/j.rse.2018.11.011.
- BULLOCK, E. L.; WOODCOCK, C. E.; SOUZA, C.; OLOFSSON, P. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 26, n. 5, p. 2956–2969, 2020. DOI 10.1111/gcb.15029.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L.; ASNER, G. P.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; CHAMBERS, J.; COSTA, M. H.; FANIN, T.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, J.; KELLER, M.; MAGNUSSON, W. E.; MORALES-BARQUERO, L.; MORTON, D.; OMETTO, J. P. H. B.; VIEIRA, I. C. G. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 92–109, 2016. DOI 10.1111/gcb.13087.
- CARDOSO, D.; DAMASCENO, C.; RIBEIRO, J.; SOUZA JR., C. **Sistema de monitoramento da exploração madeireira (Simex): Estado do Pará 2018-2019**. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 2021.
- COLÍN, P. O.; TOLEDO-ACEVES, T.; LÓPEZ-BARRERA, F.; GEREZ-FERNÁNDEZ, P. Can traditional selective logging secure tree regeneration in cloud forest? **IForest**, v. 10, n. 2, p. 369–375, 2017. DOI 10.3832/ifor1937-009.
- CONDÉ, T. M.; HIGUCHI, N.; LIMA, A. J. N. Illegal selective logging and forest fires in the northern Brazilian Amazon. **Forests**, v. 10, n. 1, p. 1–22, 2019. DOI 10.3390/f10010061.
- DINIZ, C. G.; ALMEIDA SOUZA, A. A.; SANTOS, D. C.; DIAS, M. C.; LUZ, N. C.; MORAES, D. R. V.; ADAMI, M. DETER-B: The new Amazon near real-time deforestation detection system. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 8, n. 7, p. 3619–3628, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2437075>.
- DONG, Y.; DU, B.; ZHANG, L.; HU, X. Hyperspectral target detection via adaptive information-theoretic metric learning with local constraints. **Remote Sensing**, v. 10, n. 9, 2018. DOI 10.3390/rs10091415.
- ELLIS, P. W.; GRISCOM, B.; WALKER, W.; GONÇALVES, F.; CORMIER, T. Mapping selective logging impacts in Borneo with GPS and airborne lidar. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 184–196, 2016. DOI 10.1016/j.foreco.2016.01.020.

ELLIS, P. W.; GOPALAKRISHNA, T.; GOODMAN, R. C.; PUTZ, F. E.; ROOPSIND, A.; UMUNAY, P. M.; ZALMAN, J.; ELLIS, E. A.; MO, K.; GREGOIRE, T. G.; GRISCOM, B. W. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 438, n. 11, 2018, p. 255–266, 2019. DOI 10.1016/j.foreco.2019.02.004.

ERNST, C.; MAYAUX, P.; VERHEGGHEN, A.; BODART, C.; CHRISTOPHE, M.; DEFOURNY, P. National forest cover change in Congo Basin: Deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1173–1187, 2013. DOI 10.1111/gcb.12092.

FOLEY, J. A.; ASNER, G. P.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; GIBBS, H. K.; HOWARD, E. A.; OLSON, S.; PATZ, J.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25–32, 2007. DOI 10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2.

FRANKLIN, S. E.; WULDER, M. A.; LAVIGNE, M. B. Automated derivation of geographic window sizes for use in remote sensing digital image texture analysis. **Computers and Geosciences**, v. 22, n. 6, p. 665–673, 1996. DOI 10.1016/0098-3004(96)00009-X.

GARCIA, J. A.; GIBBS, H. K. Forest conservation effects of Brazil's zero deforestation cattle agreements undermined by leakage. **Global Environmental Change**, v. 47, p. 201-217, 2017. DOI 10.1016/j.gloenvcha.2017.08.009.

GOODMAN, R. C.; HARMAN ARAMBURU, M.; GOPALAKRISHNA, T.; PUTZ, F. E.; GUTIÉRREZ, N.; MENA ALVAREZ, J. L.; AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N.; ELLIS, P. W. Carbon emissions and potential emissions reductions from low-intensity selective logging in southwestern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 439, n. 11, 2018, p. 18–27, 2019. DOI 10.1016/j.foreco.2019.02.037.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017. DOI 10.1016/j.rse.2017.06.031.

GRECCHI, R. C.; BEUCHLE, R.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAI, E.; SIMONETTI, D.; ACHARD, F. An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 61, n. 1, p. 70–80, 2017. DOI 10.1016/j.jag.2017.05.001.

HANSEN, M. C.; WANG, L.; SONG, X. P.; TYUKAVINA, A.; TURUBANOVA, S.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V. The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. 1–10, 2020. DOI 10.1126/sciadv.aax8574.

HETHCOAT, M. G.; EDWARDS, D. P.; CARREIRAS, J. M. B.; BRYANT, R. G.; FRANÇA, F. M.; QUEGAN, S. A machine learning approach to map tropical selective logging. **Remote Sensing of Environment**, v. 221, n. 4, p. 569–582, 2019. DOI 10.1016/j.rse.2018.11.044.

HETHCOAT, M. G.; CARREIRAS, J. M. B.; EDWARDS, D. P.; BRYANT, R. G.; PERES, C. A.; QUEGAN, S. Mapping pervasive selective logging in the south-west Brazilian Amazon 2000-2019. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 9, 2020. DOI 10.1088/1748-9326/aba3a4.

HOMMA, A. K. O. **Extratativismo vegetal ou plantio: qual a opção para a Amazônia?** Brasília: Embrapa Amazônia Oriental, 2014.

ITTO. The International Tropical Timber Organization. **ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests.** ITTO Policy Development Series, Yokohama/Japan. 2002. 84 p. Disponível em: http://www.itto.or.jp/live/Live_Server/154/ps13e.pdf. Acesso em: 12 de Fevereiro de 2020.

JACKSON, C. M.; ADAM, E. Remote sensing of selective logging in tropical forests: Current state and future directions. **IForest**, v. 13, n. 4, p. 286–300, 2020. DOI 10.3832/ifor3301-013.

KOVACEVICH, G. M.; HETHCOAT, M. G.; LIM, F. K. S.; MARSH, C. J.; BONFANTTI, D.; PERES, C. A.; EDWARDS, D. P. Impacts of selective logging management on butterflies in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 225, n. March, p. 1–9, 2018. DOI 10.1016/j.biocon.2018.06.012.

KUMAR, L.; MUTANGA, O. Remote sensing of above-ground biomass. **Remote Sensing**, v. 9, n. 9, p. 1–8, 2017. DOI 10.3390/rs9090935.

LIMA, T. A.; BEUCHLE, R.; LANGNER, A.; GRECCHI, R. C.; GRIESS, V. C.; ACHARD, F. Comparing Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI Imagery for Monitoring Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 11, n. 8, p. 961, 2019. DOI 10.3390/rs11080961.

LIU, Y.; WANG, S.; WANG, Z.; ZHANG, Z.; QIN, H.; WEI, Z.; FENG, K.; LI, S.; WU, Y.; YIN, H.; LI, H.; DENG, Y. Soil microbiome mediated nutrients decline during forest degradation process. **Soil Ecology Letters**, v. 1, n. 1–2, p. 59–71, 2019. DOI 10.1007/s42832-019-0009-7.

LONG, Y.; GONG, Y.; XIAO, Z.; LIU, Q. Accurate object localization in remote sensing images based on convolutional neural networks. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 55, n. 5, p. 2486–2498, 2017. DOI 10.1109/TGRS.2016.2645610.

LONGO, M.; SAATCHI, S.; KELLER, M.; BOWMAN, K.; FERRAZ, A.; MOORCROFT, P. R.; MORTON, D. C.; BONAL, D.; BRANDO, P.; BURBAN, B.; DERROIRE, G.; DOS-SANTOS, M. N.; MEYER, V.; SALESKA, S.; TRUMBORE, S.; VINCENT, G. Impacts of Degradation on Water, Energy, and Carbon Cycling of the Amazon Tropical Forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 125, n. 8, p. 1–27, 2020. DOI 10.1029/2020JG005677.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, p. 1–2, 2018. DOI 10.1126/sciadv.aat2340.

LU, D.; BATISTELLA, M.; MAUSEL, P.; MORAN, E. Mapping and monitoring land degradation risks in the Western Brazilian Amazon using multitemporal Landsat TM/ETM+ images. **Land Degradation and Development**, v. 18, n. 1, p. 41–54, 2007. DOI 10.1002/ldr.762.

MARTINS, F. da S. R. V.; SANTOS, J. R. dos; GALVÃO, L. S.; XAUD, H. A. M. Sensitivity of ALOS/PALSAR imagery to forest degradation by fire in northern Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 49, p. 163–174, 2016. DOI 10.1016/j.jag.2016.02.009.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COCHRANE, M. A.; PEDLOWSKI, M.; CHOMENTOWSKI, W. Multi-temporal assessment of selective logging in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 1, p. 63–82, 2007. DOI 10.1080/01431160600763014.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; PEDLOWSKI, M. A.; CHOMENTOWSKI, W. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 4, p. 1057–1086, 2013. DOI 10.1080/01431161.2012.717182.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020. DOI 10.1126/science.abb3021.

MATTOS, M. M.; UHL, C. Economic and ecological perspectives on ranching in the Eastern Amazon. **World Development**, v. 22, n. 2, p. 145–158, 1994. DOI 10.1016/0305-750X(94)90066-3.

MEDINA, G. Ocupação cabocla e extrativismo madeireiro no alto capim: uma estratégia de reprodução camponesa. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 309–318, 2004. DOI 10.1590/0004-59672004000200017.

MELENDY, L.; HAGEN, S. C.; SULLIVAN, F. B.; PEARSON, T. R. H.; WALKER, S. M.; ELLIS, P.; KUSTIYO; SAMBODO, A. K.; ROSWINTIARTI, O.; HANSON, M. A.; KLASSEN, A. W.; PALACE, M. W.; BRASWELL, B. H.; DELGADO, G. M. Automated method for measuring the extent of selective logging damage with airborne LiDAR data. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 139, p. 228–240, 2018. DOI 10.1016/j.isprsjprs.2018.02.022

MELLO, N.G. R.; ARTAXO, P.. Evolução do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, Brasil, n. 66, p. 108-129, abr. 2017. DOI 10.11606/issn.2316-901X.v0i66p108-129

MESSIAS, C. G.; SILVA, D.; SILVA, M. B.; LIMA, T. C.; ALMEIDA, C. A. Análise das taxas de desmatamento e seus fatores associados na Amazônia Legal Brasileira nas últimas três décadas. **RA'EGA**, v. 52, p. 18-41, 2021. DOI 10.5380/raega.v52i0.74087.

MOLLINARI, M. M.; PERES, C. A.; EDWARDS, D. P. Rapid recovery of thermal environment after selective logging in the Amazon. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 278, n. 6, p. 1-12, 2019. DOI 10.1016/j.agrformet.2019.107637.

MORAES, I. S.; LIMA, A. M. M.; ADAMI, M.; ANDRADE, M. T. V. S. Monitoramento da abertura de dossel a partir de fotografias hemisféricas com NDVI e MLME em área de concessão florestal: Mamuru-arapiuns/PA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 7, p. 1303–1315, 2016.

MORETTI, M. S.; MATRICARDI, E. A. T.; COSTA, O. B. da; PEDLOWSKI, M. A.; FERREIRA, N. C.; MIGUEL, E. P. Dinâmica espaço-temporal da extração seletiva de madeiras no estado de Mato Grosso entre 1992 e 2016. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 3, p. 796–808, 2020. DOI 10.5902/1980509836802.

NEPSTAD, D. C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, 1999. DOI 10.1038/19066.

NEPSTAD, D. C.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; SEROA, R.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. and Soy Supply Chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 2014. DOI 10.1111/j.1360-0443.1990.tb03529.x.

NUNES, S.; OLIVEIRA JR, L.; SIQUEIRA, J.; MORTON, D. C.; SOUZA JR., C. M. Unmasking secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 3, p. 1–9, 2020. DOI 10.1088/1748-9326/ab76db.

OLIVEIRA, V.; AMARAL, J. J. de O. Amazônia e o processo de colonização da fronteira agrícola: o caso de Rondônia. **Cadernos CERU**, v. 29, n. 2, p. 20–43, 2018.

PAIVA, P. F. P. R.; RUIVO, M. de L. P.; SILVA JÚNIOR, O. M.; MACIEL, M. de N. M.; BRAGA, T. G. M.; ANDRADE, M. M. N.; SANTOS JUNIOR, P. C.; ROCHA, E. S.; FREITAS, T. P. M.; LEITE, T. V. S.; GAMA, L. H. O. M.; SANTOS, L. S.; SILVA, M. G.; SILVA, E. R. R.; FERREIRA, B. M. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 1, p. 19–38, 2020. DOI 10.1007/s10531-019-01867-9.

PEARSON, T. R. H.; BROWN, S.; MURRAY, L.; SIDMAN, G. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: An underestimated source. **Carbon Balance and Management**, v. 12, n. 1, 2017. DOI 10.1186/s13021-017-0072-2.

PEREIRA, E. J. de A. L.; FERREIRA, P. J. S.; RIBEIRO, L. C. de S.; CARVALHO, T. S.; PEREIRA, H. B. de B. Policy in Brazil (2016–2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. **Environmental Science and Policy**, v. 100, n. 4, p. 8–12, 2019. DOI 10.1016/j.envsci.2019.06.001.

PEREIRA JÚNIOR, R.; ZWEEDE, J.; ASNER, G. P.; KELLER, M. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 168, n. 1–3, p. 77–89, 2002. DOI 10.1016/S0378-1127(01)00732-0.

PERZ, S. G. The changing social contexts of deforestation in the Brazilian Amazon. **Social Science Quarterly**, v. 83, n. 1, p. 35–52, 2002. DOI 10.1111/1540-6237.00069.

PINAGÉ, E. R.; MATRICARDI, E. A. T.; LEAL, F. A.; PEDLOWSKI, M. A. Estimates of selective logging impacts in tropical forest canopy cover using RapidEye imagery and field data. **IForest**, v. 9, p. 461–468, 2016. DOI 10.3832/ifor1534-008.

PINAGÉ, E. R.; KELLER, M.; DUFFY, P.; LONGO, M.; SANTOS, M. N.; MORTON, D. C. Long-Term Impacts of Selective Logging on Amazon Forest Dynamics from Multi-Temporal Airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 709, 2019. DOI 10.3390/rs11060709.

PIPONIOT, C.; SIST, P.; MAZZEI, L.; PEÑA-CLAROS, M.; PUTZ, F. E.; RUTISHAUSER, E.; SHENKIN, A.; ASCARRUNZ, N.; AZEVEDO, C. P.de; BARALOTO, C.; FRANÇA, M.; GUEDES, M.; CORONADO, E. N. H.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, K. E.da; SOTTA, E. D.; SOUZA, C. R.de; VIDAL, E.; HÉRAULT, B. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in amazonian forests. **eLife**, v. 5, n. 12, p. 1–19, 2016. DOI 10.7554/eLife.21394.

RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B.; NUNES, F.; BÖRNER, J.; MACHADO, L.; ASSIS, D.; OLIVEIRA, A.; PINTO, L.; RIBEIRO, V.; RAUSCH, L.; GIBBS, H.; FIGUEIRA, D. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 2020. DOI 10.1126/science.aba6646.

REYDON, B. P.; FERNANDES, V. B.; TELLES, T. S. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 94, n. 11, p. 1–13, 2020. DOI 10.1016/j.landusepol.2019.104313.

RORATO, A. C.; PICOLI, M. C.; VERSTEGEN, J. A.; CAMARA, G.; BEZERRA, F. G. Silva ; ESCADA, M. I. S. Environmental threats over Amazonian indigenous lands. **Land**, v. 10, n. 3, p. 267, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/land10030267>.

RWANGA, S. S.; NDAMBUKI, J. M. Accuracy Assessment of Land Use/Land Cover Classification Using Remote Sensing and GIS. **International Journal of Geosciences**, v. 08, n. 04, p. 611–622, 2017. DOI 10.4236/ijg.2017.84033.

SANTOS, J. A.; PENATTI, O. A. B.; TORRES, R. S.; GOSSELIN, P. H.; PHILIPP-FOLIGUET, S.; FALCAO, A. Improving texture description in remote sensing image multi-scale classification tasks by using visual words. **International Conference on Pattern Recognition**, v. 12, n. 1, p. 3090–3093, 2012.

SANTOS, V. M. A.; FREDERICO, R. G.; FAGUNDES, C. K.; POMPEU, P. S.; PELICICE, F. M.; PADIAL, A. A.; NOGUEIRA, M. G.; FEARNSSIDE, P. M.; LIMA, L. B.; DAGA, V. S.; OLIVEIRA, F. J. M.; VITULE, J. R. S.; CALLISTO, M.; AGOSTINHO, A. A.; ESTEVES, F. A.; LIMA-JUNIOR, D. P.; MAGALHÃES, A. L. B.; SABINO, J.; MORMUL, R. P.; HENRY, R. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 3, p. 442–448, 2019. DOI 10.1111/ddi.12871.

SCHIELEIN, J.; BÖRNER, J. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 76, n. 5, p. 81–94, 2018. DOI 10.1016/j.landusepol.2018.04.052.

SENIOR, R. A.; HILL, J. K.; BENEDICK, S.; EDWARDS, D. P. Tropical forests are thermally buffered despite intensive selective logging. **Global Change Biology**, v. 24, n. 3, p. 1267–1278, 2018. DOI 10.1111/gcb.13914.

SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E. M.; PONZONI, F. J. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. Especial, p. 1729–1737, 1998.

SHIMABUKURO, Y. E.; ARAI, E.; DUARTE, V.; JORGE, A.; SANTOS, E. G. dos; GASPARINI, K. A. C.; DUTRA, A. C. Monitoring deforestation and forest degradation using multi-temporal fraction images derived from Landsat sensor data in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 40, n. 14, p. 5475–5496, 2019. DOI 10.1080/01431161.2019.1579943.

SILVA, C. A.; HUDAK, A. T.; VIERLING, L. A.; KLAUBERG, C.; GARCIA, M.; FERRAZ, A.; KELLER, M.; EITEL, J.; SAATCHI, S. Impacts of airborne lidar pulse density on estimating biomass stocks and changes in a selectively logged tropical forest. **Remote Sensing**, v. 9, n. 10, 2017. DOI 10.3390/rs9101068.

SILVA JÚNIOR, C. H. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; SHIMABUKURO, Y. E.; VANCUTSEM, C.; ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; NUMATA, I.; SILVA, C. A.; MAEDA, E. E.; LONGO, M.; SAATCHI, S. S. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. **Science Advances**, v. 6, n. 40, p. 1–9, 2020. DOI 10.1126/sciadv.aaz8360.

SILVÉRIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PUTZ, F. E.; MARRA, D. M.; LEVICK, S. R.; TRUMBORE, S. E. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667, 2019. DOI 10.1111/1365-2745.13076.

SOUZA, T. S.; VANCINE, M. H.; RIBEIRO, M. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta Oecologica**, v. 87, n. 12, p. 1–7, 2018. DOI 10.1016/j.actao.2018.01.001.

SOUZA JÚNIOR, C. M.; ROBERTS, D. A.; COCHRANE, M. A. Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. **Remote Sensing of Environment**, v. 98, n. 2–3, p. 329–343, 2005. DOI 10.1016/j.rse.2005.07.013.

SOUZA JÚNIOR, C. M.; SIQUEIRA, J. V.; SALES, M. H.; FONSECA, A. V.; RIBEIRO, J. G.; NUMATA, I.; COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P.; ROBERTS, D. A.; BARLOW, J. Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 5, n. 11, p. 5493–5513, 2013. DOI 10.3390/rs5115493.

STABILE, M. C. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE, M. T.; PINTO, E.; MOUTINHO, P.; ALENCAR, A. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, n. 5, p. 1–6, 2020. DOI 10.1016/j.landusepol.2019.104362.

STONE, T. A.; LEFEBVRE, P. Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in para, brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 13, p. 2517–2526, 1998. DOI 10.1080/014311698214604.

TER STEEGE, H.; VAESSEN, R. W.; CÁRDENAS-LÓPEZ, D.; SABATIER, D.; ANTONELLI, A.; OLIVEIRA, S. M.de; PITMAN, N. C. A.; JØRGENSEN, P. M.; SALOMÃO, R. P. The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1–15, 2016. DOI 10.1038/srep29549.

TRITSCH, I.; SIST, P.; NARVAES, I. da S.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; BOURGOIN, C.; CORNU, G.; GOND, V. Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. **Forests**, v. 7, n. 12, p. 1–15, 2016. DOI 10.3390/f7120315.

TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V.; SMITH-RODRIGUEZ, K.; OKPA, C.; AGUILAR, R. Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. **Science Advances**, v. 3, n. 4, p. 1–16, 2017. DOI 10.1126/sciadv.16 01047.

UMUNAY, P. M.; GREGOIRE, T. G.; GOPALAKRISHNA, T.; ELLIS, P. W.; PUTZ, F. E. Selective logging emissions and potential emission reductions from reduced-impact logging in the Congo Basin. **Forest Ecology and Management**, v. 437, n. 11, p. 360–371, 2019. DOI 10.1016/j.foreco.2019.01.049.

WANG, Y.; ZIV, G.; ADAMI, M.; ALMEIDA, C. A. de; ANTUNES, J. F. G.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; GOMES, A. R.; GALBRAITH, D. Upturn in secondary forest clearing buffers primary forest loss in the Brazilian Amazon. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 4, p. 290–295, 2020. DOI 10.1038/s41893 -019-0470-4.

WU, J.; CHEN, B.; REYNOLDS, G.; XIE, J.; LIANG, S.; O'BRIEN, M. J.; HECTOR, A. **Monitoring tropical forest degradation and restoration with satellite remote sensing: A test using Sabah Biodiversity Experiment**. Elsevier Ltd. 1. ed, v. 62, [S. l.], 2020. 30p. DOI 10.1016/bs.aacr.2020.01.005.

YGUEL, B.; PIPONIOT, C.; MIRABEL, A.; DOURDAIN, A.; HÉRAULT, B.; GOURLET-FLEURY, S.; FORGET, P. M.; FONTAINE, C. Beyond species richness and biomass: Impact of selective logging and silvicultural treatments on the functional composition of a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. 11, p. 528–534, 2019. DOI 10.1016/j.foreco.2018.11.022.

ANEXO A – VERSÃO DO ARTIGO SUBMETIDO PARA A REVISTA FOREST, ECOLOGY AND MANAGEMENT

SIGNATURE OF LOGGING IN THE BRAZILIAN AMAZON STILL DETECTED 17 YEARS

ABSTRACT

Selective logging in the Amazon Biome holds significant importance considering various socioeconomic and environmental aspects. Specifically, due to its potential for forest degradation, monitoring these areas is of utmost importance. We assessed canopy openness in sustainably logged forest areas in Eastern Amazonia using hemispherical photos taken in areas that were logged in different years (2004, 2007, 2017, 2019, and 2021), along with one unlogged control area to evaluate the time period over which the effects of logging remained detectable. Timeframes of detectability varied across logging features considered (e.g. stocking yards, secondary roads and skid trails). Canopy openness of stocking yards used to store logs was still greater than that of unlogged control forests >13 years after logging had ceased while the impacts of secondary roads and skid trails were still detectable at least 5 years after cessation of logging. The detection of the impacts of selective wood harvesting on the forest several years after operations provides confidence for larger-scale quantification of historical low-intensity logging over Amazonia through high-resolution imagery. More generally, the study also highlighted the importance of monitoring selective wood extraction areas to understand their influence on forest disturbance and the occurrence of regeneration processes.

1 Introduction

Amazon forests harbor a significant portion of global biodiversity, provide essential ecosystem services, and contribute to climate change mitigation (Bustamante *et al.*, 2016). However, rapidly increasing anthropogenic pressures such as deforestation and degradation, reduce the environmental, social, and economic functionality of these forests (Matricardi *et al.*, 2020). One of the primary economic activities in these regions is selective logging, whereby trees of selected species attaining a minimum size threshold are harvested for timber, leaving the remaining trees of non-commercial species on the ground (Bousefield *et al.*, 2020).

While conventional logging generally occurs without prior study, planning, and appropriate extraction techniques, selective logging employs various extraction techniques and detailed planning of its activities, aimed at reducing forest impacts and damage while respecting forest regeneration cycles (Costa *et al.*, 2019). Furthermore, it must be carried out sustainably and legally, following environmental and forestry regulations and standards. Illegal selective logging practices can result in severe environmental and social impacts, contributing to forest degradation and deforestation (Espírito-Santo *et al.*, 2014). In Brazil,

activities with Sustainable Forest Management Plans (SFMPs) produced approximately 11 million m³ of roundwood in 2018, intended for both domestic and international markets (Brasil, 2019). Assessing the degree of impact generated by this activity is of paramount importance as the impacts of selective logging are considered much smaller than those associated with deforestation, making it a viable alternative for income generation while allowing the forest to remain standing (Trisch *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021). Nonetheless, selective logging has been highlighted as a major agent of forest degradation across tropical forests (Pearson *et al.*, 2017).

A valuable variable for estimating and quantifying the impacts of selective logging is canopy openness, which is induced when trees are removed from the forest, both for creating storage yards, roads, skid trails, and in the harvest of trees from commercially valuable forest species. Hemispherical photography is a commonly-used method for assessing canopy openness, capturing patterns of light obstruction and penetration within the canopy, as well as allowing the calculation of leaf area (Moraes *et al.*, 2016). The use of these images provides various insights into the spatial variability of forest canopy, such as the distribution of canopy openings, size, density, and canopy openness indices that utilize the proportion of visible sky area from the ground, among others (Pinagé; Matricardi, 2015).

A key, and still little explored question is the timeframe of detectability of the canopy openness associated with selective logging operations. The size of logging-associated canopy gaps varies according to different spatial features of the logged area. Tree gaps associated with individual trees are small, but those associated with skid trails, roads and stocking yards are greater (Asner *et al.*, 2004). Efforts to track the persistence of canopy gaps have found that these are detectable in Landsat imagery up to 3.5 years post-logging (Asner *et al.*, 2004) and with airborne LiDAR imagery up to eight years following onset of logging (Pinagé *et al.*, 2019). Gap detectability is ultimately related to the size of the initial gap, with small gaps (<25 m²) having been found to close within 2-3 years while the signature of very large gaps (>500 m²) was still visible up to six years following gap formation (Dal'Agnol *et al.*, 2019). Studies based on satellite images have largely found a residual impact of logging on canopy openness up to the maximum time considered in the studies (3-8 years). However, the limits of logging-associated gap detectability remain largely unknown given the scarcity of longer-term data.

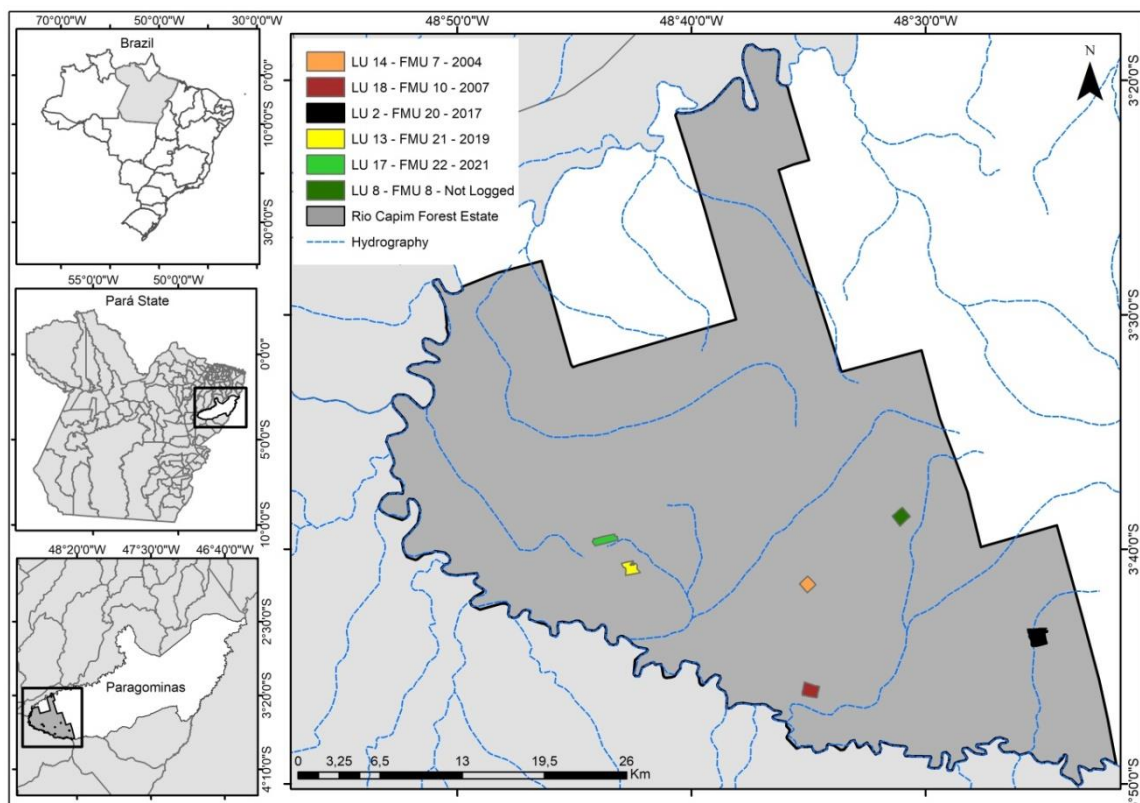
In this study, we measure canopy openness across a reduced-impact selectively logged forest chronosequence in the Eastern Brazilian Amazon on areas where the date of the last recorded logging ranged from <1 year prior to 17 years prior to fieldwork to gain in-situ

understanding of gap closure following logging for multiple landscape features associated with logging (forest stand, skid trail, secondary road, stocking yards). We specifically consider how long the impacts of selective logging can be detected and how this varies across landscape features.

2 Study Area Location

The study area is geographically located southwest of the municipality of Paragominas, in the northeastern region of the state of Pará, represented by Fazenda Rio Capim (Figure 01), with coordinates $03^{\circ}39'28.16''\text{S}$ and $48^{\circ}49'59.73''\text{W}$ and an approximate total area of 140,700 ha. This area is privately owned by Cikel Brasil Verde Ltda, a company within the Keilla Group, which allocates approximately 121,000 ha of its total area for sustainable forest management, certified by the Forest Stewardship Council (FSC) since 2001, and has a partnership for data monitoring from permanent plots with the scientific network of The Tropical Managed Forests Observatory (TmFO) (Sist; Ferreira, 2007). Six logging units (LUs) logged at different times within this farm were selected for hemispherical photograph data collection.

Figure 01 - Location of Fazenda Rio Capim and Analyzed logging units (LUs).



The area is characterized as submontane dense ombrophilous forest (Brasil, 2012), with yellow latosols and yellow argisols as the predominant soil types, along with occurrences of plinthosols, gleysols, and neosols (Martins *et al.*, 2018). According to its Sustainable Forest Management Plan (SFMP), Fazenda Rio Capim adopts a polycyclic system, meaning it follows cutting cycles of 30 years, taking into consideration the natural forest regeneration period (Ribeiro *et al.*, 2019), in compliance with Brazilian legislation. All the analyzed LUs are in the first cutting cycle in this paper.

Based on the Köppen classification, the climate at Fazenda Rio Capim is hot and humid, with a well-defined dry season (Awi). The annual average temperature is approximately 27°C, and the annual average precipitation is 1,700 mm. The period for selective wood harvesting occurs during the less rainy season, which spans from July to November (Ferreira Filho; Bezerra; Pessoa, 2021).

The main characteristics of these analyzed logging units include uniformity in the application of the harvesting system. Each storage yard has 1 or 2 primary skid trails with various secondary trail branches, and the maximum log skidding distance is 250m. Only one skidder (tractor used for log skidding within the exploited forest) is utilized during the harvesting operations. Logging units at Fazenda Rio Capim have an average duration of 2 years, where in the first year, logs are removed, and in the second year, the residues generated by the logging, such as branches used in charcoal production, are removed.

3 Data Collection

Field data collection took place from November 6th to November 25th, 2021. To conduct the experiment, Forest Management Units (FMUs) that were logged in different years were selected. Within each FMU, a Logging Unit (LU) measuring 1,000m x 50m was chosen. In total, 6 LUs were sampled, with one comprising the original forest of the region, never having been logged, and serving as a control (Table 01; Figure 01). Hemispherical photographs of the stockyards, logging track, secondary roads, and areas within a 50m radius inside the LUs where no logging had occurred were acquired in these areas. Additionally, for areas that had been logged for a longer period and had more advanced forest regeneration, making it difficult to clearly characterize these sampled areas, the images were captured near tree stumps that were removed during the logging period and were still identifiable. The number of samples collected varied from class to class and by year, depending on the team's availability to survey the areas and the conditions considered ideal for photograph capture.

Table 01 - Summary of hemispherical images obtained.

FMU	LU	Year of logging	Number of sampling points	Number of photographs
7	14	2004	37	111
10	18	2007	15	45
20	2	2017	28	84
21	13	2019	20	60
22	17	2021	33	99
8	8	Not logged	42	126

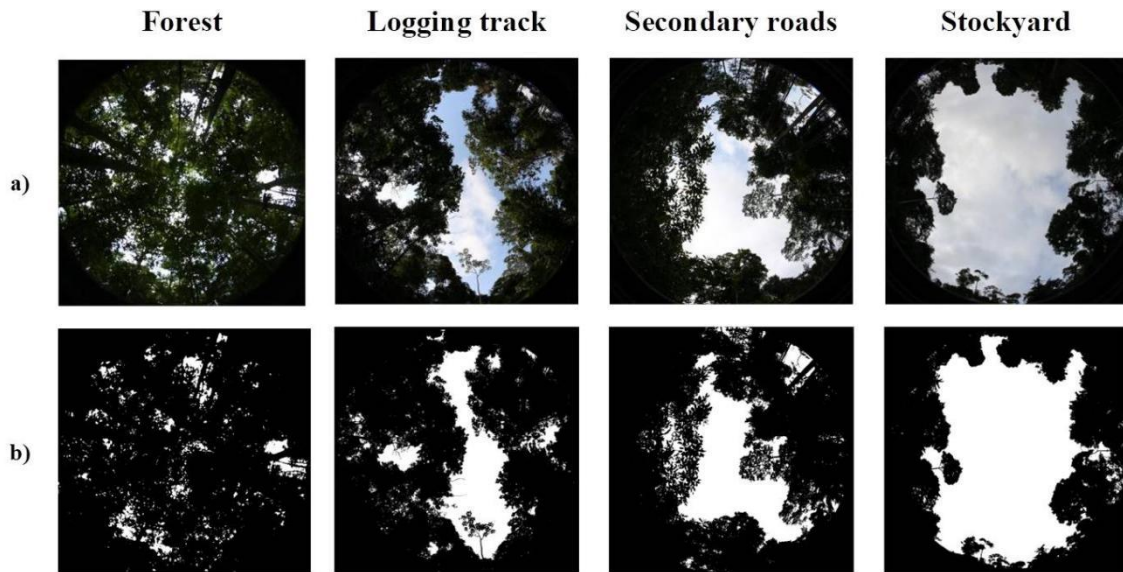
The hemispherical photographs were taken with a resolution of 2736x1824 pixels using a Canon EOS 6D digital camera equipped with an 8mm Sigma circular fisheye lens and a 180° field of view. As a sampling strategy, the photographs were taken under uniform sky conditions, without direct sunlight incidence on the lens, meaning on cloudy days or during the period between 6 a.m. and 10 a.m. to avoid overexposure (Zhao *et al.*, 2014). The camera settings were standardized using the Auto Program mode, with an ISO setting of 100, a focal length of 8mm, and the flash turned off.

To capture the photographs, the support of a tripod was employed, positioned at a height of 1.30 meters above the ground to eliminate direct influence from the understory vegetation. A bubble level was also used to ensure that the camera remained horizontally oriented, with the lens focused on the canopy (Glatthorn; Beckschäfer, 2014). Additionally, a handheld Garmin 64 csx GPS device was utilized for marking collection points within the LUs and for orienting the camera towards magnetic north. Three photographs were taken at each selected point to enhance sampling reliability.

4 Processing of Hemispherical Photographs

The hemispherical photographs were processed using ImageJ software version 6.4.95 (<https://imagej.nih.gov/ij/>), which allows for the analysis of a series of photographs taken at the same point, ensuring processing accuracy. Canopy openness was calculated through a binarization process, taking into account the automatic settings provided by the software through the Hemispherical 2.0 plugin (Beckschäfer, 2015), which distinguishes between two classes: the vegetation class and the non-vegetation class by pixel selection (Figure 02). ImageJ software was employed to simultaneously process the series of 3 photographs for each sampling point. Following the binary image process, the gap fraction was provided for each individual photo in percentage values.

Figure 02 - Hemispherical Photographs: a) real photographs; b) binary photographs.



5 Analysis of Canopy Opening Data in Hemispherical Photographs

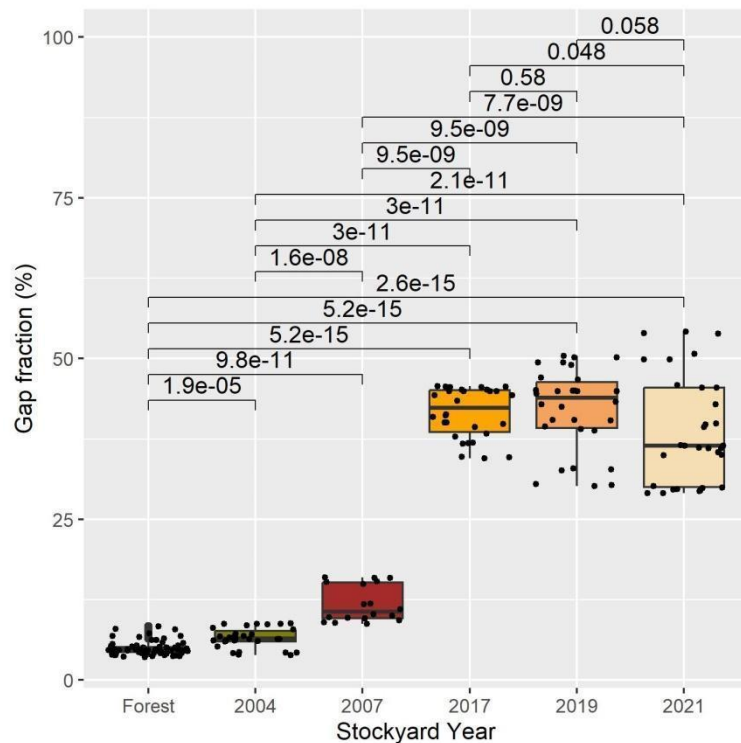
Statistical analysis of the obtained results regarding canopy opening was performed using R Statistical software version 4.3.1 (R Core Team, 2023). To identify the dynamics of canopy closure over the years and its variation across different landscape features (forest, skid trail, road, stocking yard) linked to selective wood extraction, a comparative analysis across features was conducted. In addition to the feature-based comparison, a comparison was also made to the forest areas that were not logged, to test whether the canopy impacts of logging features were statistically distinguishable to natural forest conditions. These applications were carried out using the Kruskal-Wallis test with a significance level of 5% (Knežević *et al.*, 2023) as the Shapiro-Wilk test revealed that the data did not follow a normal distribution (Shapiro; Wilk, 1965).

6 Results

The selective logging in the logging units of Fazenda Rio Capim significantly impacted the forest canopy, as captured by the hemispherical photographs, across all analyzed logging landscape features. Canopy opening results were expressed as a percentage and interpreted considering that the higher the percentage of canopy opening, the lower the forest cover, and the lower the canopy opening, the higher the vegetation density at the sampling point. For the stockyard areas, a gradual canopy closure is observed over the years. The areas logged > 17

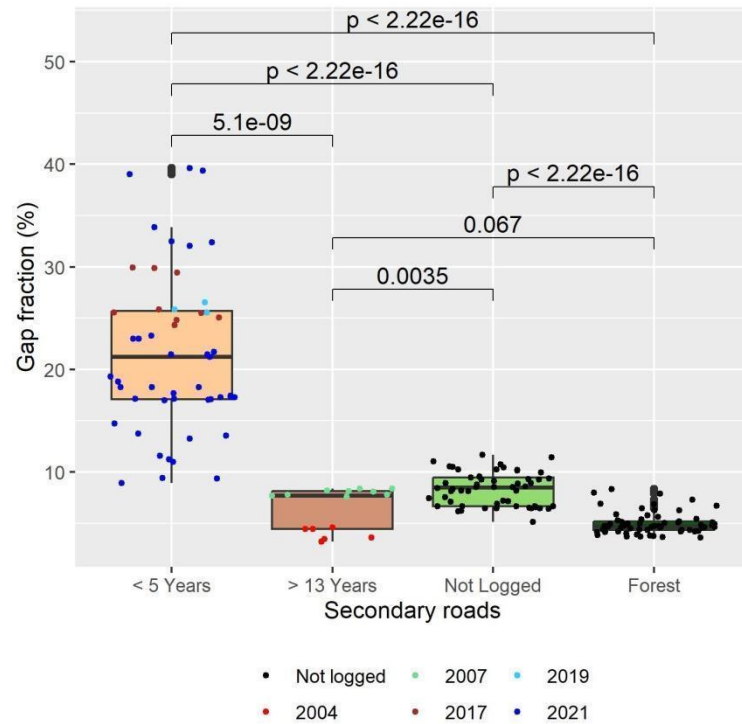
years previously (3.89% to 8.80%) and >13 years previously (8.73% to 15.98%) had the lowest gap fraction (Figure 2), while those opened in the last 5 years had much higher gap fractions (34.51% to 45.73% for sites logged 4 years previously and 30.20% to 50.46% for sites logged 2 years previously). Stocking yards formed <1 year previously exhibited greater variability in gap opening but presented values of similar magnitudes to those logged 2 and 4 years previously. Canopy openness of all stocking yards, even those created 17 years previously, were found to be statistically different to that in unlogged control areas (Figure 3).

Figure 03 - Variability in canopy opening of an unlogged forest area and logged forest areas considering the stockyard class.



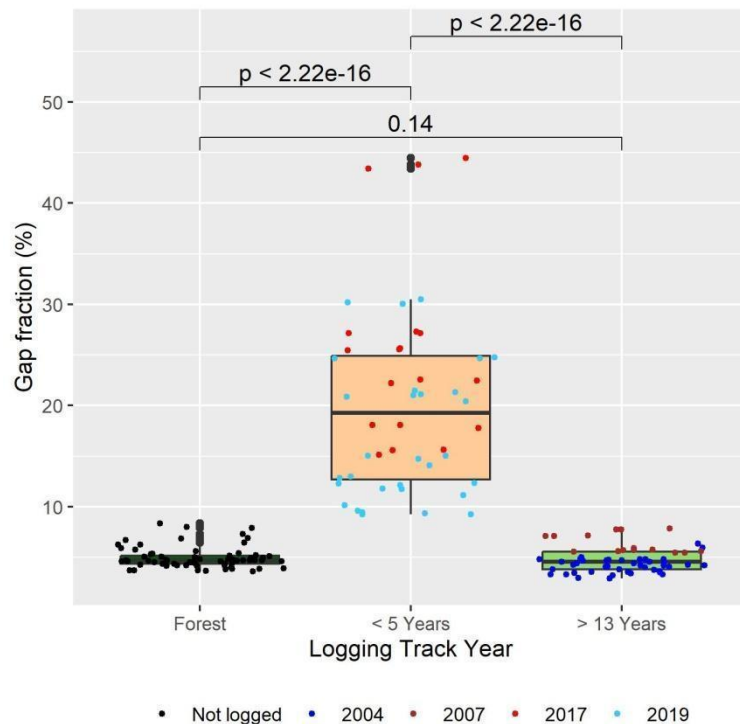
Canopy openness over secondary roads area >13 years old (Figure 04), were statistically indistinguishable to unlogged forest areas and areas logged more than 13 years ago ($p = 0.067$). It was also noticeable that for the year 2004 (3.21% to 4.57%), the samples show a greater closure compared to 2007 (7.59% to 8.39%). The photographs collected for areas with less than a 5-year logging interval, 2017 (24.32% to 29.91%), 2019 (25.52% to 26.51%), and 2021 (8.92% to 39.62%), exhibited canopy opening values with higher variability and showed a significant difference compared to the other observed groupings ($p < 0.05$).

Figure 04 - Variability in canopy opening of an unlogged forest area and logged forest areas considering the secondary roads class.



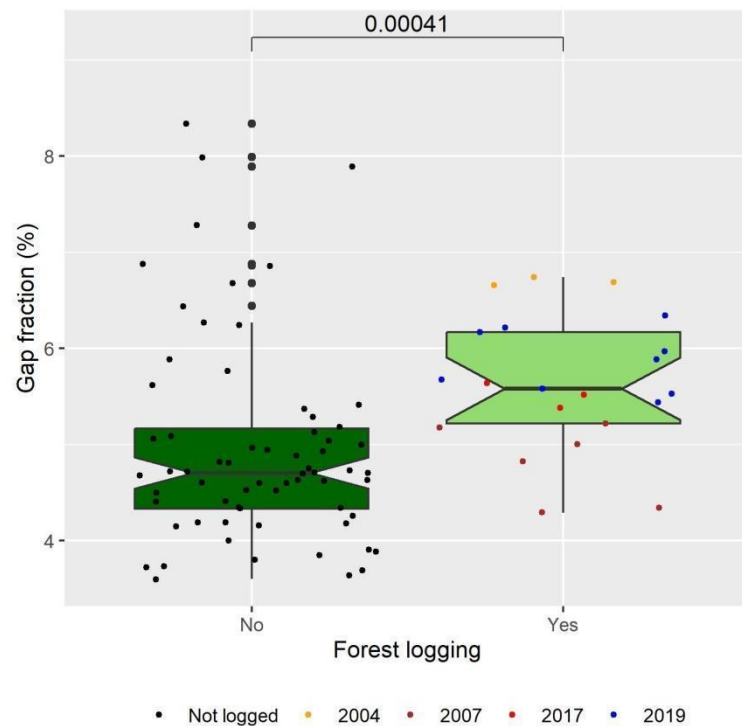
When considering canopy opening in the logging tracks, it was observed that areas logged >13 years previously are statistically similar to unlogged forest areas ($p = 0.14$). Although data from 2004 and 2007 had to be grouped for this analysis into one class, due to the quantity of images collected for this category, clearly be seen that for the year 2004 (2.92% to 6.33%), the sampled areas are already more closed than in 2007 (5.43% to 7.85%) (Figure 05). However, for the tracks in areas with less than 5 years of logging, canopy openness values are significantly greater than in the other two categories. In these areas, canopy openness ranged from 15.11% to 44.44% for areas logged in 2017 and 9.23% to 30.49% for those logged in 2019.

Figure 05 - Variability in canopy opening of an unlogged forest area and logged forest areas considering the logging track class.



In the analysis of forested areas, canopy openings were evaluated in photographs obtained in both the control LU, which was not logged, and in forest areas of the logged LUs. In the case of the logged LUs, care was taken to capture images in forested areas where no logs had been visibly removed within a 50m radius. The median values of canopy opening in unlogged and logged forested areas were 4.70% and 5.58%, respectively, and they exhibit significant differences ($p = 0.00041$), with the logged area showing a greater canopy opening, even in areas distant from the logging sites. Furthermore, the unlogged area exhibits greater variability compared to the canopy openings of the logged LUs (Figure 06).

Figure 06 - Variability of canopy opening in an unlogged forest area and in logged forest areas.



7 Discussion

Usefulness of hemispherical imaging for monitoring gap closure

This study provides the first temporal assessment of canopy opening using hemispherical photographs in selective logging activities at Fazenda Rio Capim and presents the dynamics of canopy closure over the years in different logging units. The use of this type of canopy photography is widespread and contributes to estimating forest structure variables (Días; Lencianas, 2018). It was possible to verify the usefulness of the canopy opening identification method provided by low-impact selective logging in tropical forests in the Amazon and the importance of periodic monitoring to track the forest regeneration process and canopy closure.

The degree of canopy opening detected by hemispherical photographs can also be used to identify degradation levels and relate the structure of tropical moist forests in the Amazon to various environmental parameters, as shown in the study by Silva and Vibrans (2019). The forest areas sampled within the logging areas (Figure 02), even if they are within a 50 m radius of direct logging impacts, undergo indirect edge effects, such as changes in microclimate, such as humidity and temperature, radiation exposure, among others

(Dulamsuren *et al.*, 2014; Senior *et al.*, 2018). These factors can influence the variability and difference in canopy opening in these areas compared to unlogged forest areas.

In Fazenda Rio Capim, the main cause of forest canopy opening is selective logging, where, for the execution of this activity in a logging unit, all marketable tree species are identified, and some of them are selected for cutting. The selection of species for logging and the preservation of others for retention in the logging unit contribute to rapid and efficient forest regeneration and canopy closure (Sist; Ferreira, 2007). Furthermore, environmental legislation limits the amount to be logged per unit area, favoring the maintenance of biodiversity and the regeneration processes of these environments.

Differences across logging landscape features

At Fazenda Rio Capim, it was observed that the features that most impacted the forest structure were the stockyards and secondary roads since they had the greatest impact on the canopy structure of the logging units. Logging tracks, on the other hand, exhibited higher gap closure rates, which can be attributed to the lower intensity of damage caused by logging tracks to the forest compared to stockyards and secondary roads. This pattern is observed in various studies conducted with hemispherical photographs in selective logging areas, such as the study by Moraes *et al.* (2016), for an annual logging unit located in the northwest of the state of Pará, and the work of Pinagé *et al.* (2016), which addresses the subsidies of logging for damages to forest composition. This implies the need for efficient forest planning and management to mitigate the disturbances caused by this activity, even though they are considered smaller than in deforestation areas.

A major finding of this work is that, despite clear evidence of regeneration and gap closure, the impacts of logging stockyards on canopy openness are still detectable (i.e. statistically distinguishable from natural forests) 17 years following the cessation of logging activities. This continued impact on canopy structure is longer than other studies reported to date (e.g. Asner *et al.*, 2004; Dal'Agnol *et al.*, 2019; Pinagé *et al.*, 2019). Our results suggest that these areas have not yet fully returned to conditions similar to those before logging. These persistent signatures of canopy openness would be expected to continue influencing canopy microclimate and ecology, via light transmission through the canopy (Espírito Santo *et al.* 2014).

The stockyards explored in 2017 and 2019 presented statistically similar variability, showing that within a 2-year interval, there is little change in the canopy closure structure for this class. Although there is also a 2-year interval, the stockyards explored in 2021 did not

resemble either of the previously mentioned stockyards, a fact that can be explained by the timing of the area sampling since, on the date of photography collection, only the stockyards and secondary roads had been opened, meaning there was no influence of clearings near these areas, leading to greater variability in canopy opening for this year. It is important to note that there are some external factors contributing to the persistence of canopy opening for longer periods than in other analyzed classes. For example, these are areas with a larger opening area (approximately 500 m²), with more compacted soil since it is where vehicle circulation occurs, such as skidders, tractors, and trucks for logging and log removal, among other aspects.

Following canopy opening and species extraction, the logged area becomes viable for forest regeneration, leading to the development of different successional strata. One of the factors contributing to this process is light availability, which varies considerably within the forest canopy at different strata, representing the vertical profile of trees (Zhao; He, 2016). Keeling and Phillips (2007), in their study on forest regeneration, note that in tropical forests, only about 1 to 2% of total solar radiation penetrates the understory, while 20 to 35% of total solar radiation reaches the forest floor in the center of large clearings. This highlights the influence of canopy opening, which allows for increased sunlight incidence and facilitates the regeneration process in disturbed areas, ultimately leading to canopy closure over the years.

The generation of canopy openings in tropical forests alters the forest structure and plays a role in maintaining forest biodiversity. It results in regrowth, creating a "patchwork quilt" structure of forested areas that are essential for forest dynamics and carbon cycling (Matricardi *et al.*, 2020). According to Bazzaz and Wayne (1994), in the process of canopy closure, larger tree species should efficiently seek openings in the canopy by increasing branches and crown occupation, thus closing the canopy. Additionally, the regenerative action through successional stages is essential, a scenario observed in this study where, after approximately 17 years of logging, the analyzed classes already exhibit canopy closure conditions close to those of unlogged forest areas.

8 Conclusion

This study demonstrated the detectability of the effects of selective wood extraction over the years, revealing that even 17 years after logging took place, it was still possible to detect impacts on the forest in stockyard areas. For the years 2004 and 2007, the canopy closure process is already considered more advanced, in contrast to the dataset from the last 5 years, which showed a slower recovery in terms of canopy closure.

Based on the conducted analyses, the features identified with the highest canopy opening are the stockyard areas, while the logging tracks exhibited the lowest canopy opening. It was also observed that in all the units analyzed, even within forest exploitation areas, there are spaces that exhibit characteristics similar to unexploited areas.

It is evident that there is efficiency in the recovery process of the Rio Capim Forest over the years, with the year of exploitation being directly related to the canopy closure process.

REFERENCES

ASNER, G. P.; KELLER, M.; PEREIRA Jr, R.; ZWEEDE, J. C.; SILVA, J. N. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 280-298, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/01-6019>.

BAZZAZ, F. A.; WAYNE, P. M. Coping with environmental heterogeneity: The physiological ecology of tree seedling regeneration across the gap-understory continuum. In: Caldwell, M. M.; Pearcy, R. W. (org.). **Exploitation of environmental heterogeneity by plants: Ecophysiological process above- and below-ground**. Academic Press, 1994. p. 349-390. DOI <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-155070-7.50018-4>.

BECKSCHÄFER, P. Hemispherical_2.0: Batch processing hemispherical and canopy photographs with ImageJ - User Manual. **August-Universität Göttingen**, p. 1-6, 2015. DOI: 10.13140/RG.2.1.3059.4088.

BOUSFIELD, C. G.; CERULLO, G. R.; MASSAM, M. R.; EDWARDS, D. P. Protecting environmental and socio-economic values of selectively logged tropical forests in the Anthropocene. **Advances in Ecological Research**, v. 62, p. 1–52, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.006>

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico, Inventário das formações florestais e campestres, Técnicas e manejo de coleções botânicas, Procedimentos para mapeamentos**. Manuais técnicos em geociências nº 1. 2a. ed. 2012, 275p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 27 de Agosto de 2020.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Produção da extração vegetal e da silvicultura**. Brasília/DF, 2019. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2018_v33_informativo.pdf. Acesso em: 14 de Junho de 2020.

BUSTAMANTE, M. M. C.; ROITMAN, I.; AIDE, T. M.; ALENCAR, A.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L.; ASNER, G. P.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; CHAMBERS, J.; COSTA, M. H.; FANIN, T.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, J.; KELLER, M.; MAGNUSSON, W. E.; MORALES-BARQUERO, L.; MORTON, D.; OMETTO, J. P. H. B.; VIEIRA, I. C. G. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 92–109, 2016. DOI 10.1111/gcb.13087.

COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PEDLOWSKI, M. A.; MIGUEL, E. P.; GASPAR, R. O. Selective logging detection in the Brazilian Amazon. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. 1-10, 2019. DOI 10.1590/2179-8087.063417.

DAL'AGNOL, R.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; GALVÃO, L. S.; WAGNER, F. H.; LOCKS, C. J.; ARAGÃO, L. E. Quantifying canopy tree loss and gap recovery in tropical forests under low-intensity logging using VHR satellite imagery and airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 817, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11070817>.

DÍAZ, G.M.; LENCIANAS, J. D. Model-based local thresholding for canopy hemispherical photography. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 48, n. 10, p. 1204-1216, 2018. DOI <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0006>.

DULAMSUREN, C.; KHISHIGJARGAL, M.; LEUSCHNER, C.; HAUCK M. Response of tree-ring width to climate warming and selective logging in larch forests of the Mongolian Altai. **Journal of Plant Ecology**, v. 7, n.1, p. 24-38, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rt019>

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; KELLER, M. M.; LINDER, E.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; PEREIRA, C.; OLIVEIRA, C. G. Gap formation and carbon cycling in the Brazilian Amazon: measurement using high-resolution optical remote sensing and studies in large forest plots, **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 2, p. 305-318, 2014. DOI: 10.1080/17550874.2013.795629.

FERREIRA FILHO, David Figueiredo; BEZERRA, Paulo Eduardo Silva; PESSOA, Francisco Carlos Lira. A dinâmica da vegetação e suas influências hidroclimáticas no município de Paragominas-PA. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, v. 14, n. 1, p. 46-69, 2021. DOI 10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69497.

GLATTHORN, J.; BECKSCHÄFER, P. Standardizing the protocol for hemispherical photographs: accuracy assessment of binarization algorithms. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, p. 1-19, 2014. DOI 10.1371/journal.pone.0111924.

KEELING, H. C.; PHILLIPS, O. L. A calibration method for the crown illumination index for assessing forest light environments. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2, p. 431-437. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.060>.

KNEŽEVIĆ, J.; MUSICIC, J.; HALILOVIĆ, V.; AVDAGIĆ, A. Damages of skidder and oxen logging to residual trees in uneven-aged mixed forest. **Forest**, v. 14, n. 5, p. 1-15, 2023. DOI <https://doi.org/10.3390/f14050927>.

MARTINS, V. S. *et al.* Seasonal and interannual assessment of cloud cover and atmospheric constituents across the Amazon (2000–2015): Insights for remote sensing and climate analysis. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 309-37, 2018.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020. DOI 10.1126/science.abb3021.

MORAES, I. S.; LIMA, A. M. M.; ADAMI, M.; ANDRADE, M. T. V. S. Monitoramento da abertura de dossel a partir de fotografias hemisféricas com NDVI e MLME em área de concessão florestal: Mamuru-arapiuns/PA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 7, p. 1303–1315, 2016.

PEARSON, T. R.; BROWN, S.; MURRAY, L.; SIDMAN, G. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: An underestimated source. **Carbon Balance and Management**, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0072-2>

PINAGÉ, E. R.; MATRICARDI, E. A. T. Detecção da infraestrutura para exploração florestal em Rondônia utilizando dados de sensoriamento remoto. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 377–390, 2015.

PINAGÉ, E. R.; MATRICARDI, E. A. T.; LEAL, F. A.; PEDLOWSKI, M. A. Estimates of selective logging impacts in tropical forest canopy cover using RapidEye imagery and field data. **iForest-Biogeosciences and Forestry**, v. 9, n. 3, p. 461, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor1534-008>

PINAGÉ, E. R.; KELLER, M.; DUFFY, P.; LONGO, M.; DOS-SANTOS, M. N.; MORTON, D. C. Long-term impacts of selective logging on Amazon Forest dynamics from multi-temporal airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 709, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11060709>.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RIBEIRO, L. O. M.; SILVA, J. N. M.; PÉLLICO NETTO, S.; QUEIROZ, W. T. Avaliação da amostragem com substituição parcial com duas medições sucessivas em floresta manejada no município de Paragominas, Pará. **Scientia Florestalis**, v. 47, n. 124, p. 778-790, 2019. DOI 10.18671/scifor.v47n124.19.

SENIOR, R. A.; HILL, J. K.; BENEDICK, S.; EDWARDS, D. P. Tropical forests are thermally buffered despite intensive selective logging. **Global Change Biology**, v. 24, n. 3, p. 1267–1278, 2018. DOI 10.1111/gcb.13914.

SHAPIRO, A. S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3, p. 591–611, 1965. DOI <https://doi.org/10.2307/2333709>.

SILVA, D. A.; VIBRANS, A. C. Canopy Architecture After Selective Logging in a Secondary Atlantic Rainforest in Brazil. **Forest Management**, v. 26, n. 4, 2019. DOI <https://doi.org/10.1590/2179-8087.037418>.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2, p. 199-209, 2007. DOI 10.1016/j.foreco.2007.02.014.

SOUZA, R. B.; SOUZA, R. B. B.; FEITOSA JUNIOR, F. R. ALMEIDA NETO, P. P. Efeitos da extração de madeira sobre a biodiversidade em florestas tropicais. **Natural Resources**, v. 11, n. 3, p. 33-38, 2021. DOI 10.6008/CBPC2237-9290.2021.003.0005.

TRITSCH, I.; SIST, P.; NARVAES, I. da S.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; BOURGOIN, C.; CORNU, G.; GOND, V. Multiple patterns of forest disturbance and logging shape forest landscapes in Paragominas, Brazil. **Forests**, v. 7, n. 12, p. 1–15, 2016. DOI 10.3390/f7120315.

ZHAO, D.; LV, M.; WANG, P.; YANG, T. ; AN, S. Can the plant area index of a submerged vegetation canopy be estimated using digital hemispherical photography? **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 192-193, p. 69-77, 2014. DOI 10.1016/j.agrformet.2014.03.008.

ZHAO, K.; HE, F. Estimating light environment in forests with a new thresholding method for hemispherical photography. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 46, n. 9, p. 1103-1110, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0003>.